

$$P'(t) = \frac{r}{k} P(t)(b - P(t))$$
$$V_{AE,ik} = \beta_1 d h p_{ik}^{\beta_2} H_{ik}^{\beta_3} + \varepsilon_{2,ik}$$



Modélisation de la variabilité naturelle de la structure d'âge des forêts du Québec

Mathieu Bouchard, Yan Boucher, Annie Belleau, Yan Boulanger

MÉMOIRE DE RECHERCHE FORESTIÈRE N° 175

DIRECTION DE LA RECHERCHE FORESTIÈRE

Modélisation de la variabilité naturelle de la structure d'âge des forêts du Québec

par Mathieu Bouchard, ing.f., M. Sc., *Ph. D.*, Yan Boucher, biol., M. Sc., *Ph. D.*, Annie Belleau, biol., M. Sc., *Ph. D.*, et Yan Boulanger, biol., *Ph. D.*

MÉMOIRE DE RECHERCHE FORESTIÈRE N° 175

DIRECTION DE LA RECHERCHE FORESTIÈRE

Mandat de la DRF

La Direction de la recherche forestière a pour mandat de participer activement à l'orientation de la recherche et à l'amélioration de la pratique forestière au Québec, dans un contexte d'aménagement forestier durable, en réalisant des travaux de recherche scientifique appliquée. Elle acquiert de nouvelles connaissances, du savoir-faire et du matériel biologique et contribue à leur diffusion ou leur intégration au domaine de la pratique. Elle subventionne aussi des recherches en milieu universitaire, le plus souvent dans des créneaux complémentaires à ses propres travaux.

Les mémoires de recherche forestière de la DRF

Depuis 1970, chacun des Mémoires de recherche forestière de la DRF est révisé par au moins trois pairs indépendants. Cette publication est produite et diffusée à même les budgets de recherche et de développement, comme autant d'étapes essentielles à la réalisation d'un projet ou d'une expérience. Ce document à tirage limité est également disponible dans notre site Internet en format pdf.

Vous pouvez adresser vos demandes à :

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Direction de la recherche forestière
2700, rue Einstein, Québec (Québec)
Canada, G1P 3W8
Courriel : recherche.forestiere@mffp.gouv.qc.ca
Internet : www.mffp.gouv.qc.ca/forets/connaissances/recherche

© Gouvernement du Québec

On peut citer ce texte en indiquant la référence. Citation recommandée :

Bouchard, M., Y. Boucher, A. Belleau et Y. Boulanger, 2015. *Modélisation de la variabilité naturelle de la structure d'âge des forêts du Québec*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 175, 32 p.

Toutes les publications produites par la Direction de la recherche forestière, du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, sont protégées par les dispositions de la Loi sur le droit d'auteur, les lois, les politiques et les règlements du Canada, ainsi que par des accords internationaux. Il est interdit de reproduire, même partiellement, ces publications sans l'obtention préalable d'une permission écrite.

ISSN : 1183-3912

ISBN : 978-2-550-72548-0

ISBN (PDF) : 978-2-550-72549-7

F.D.C. 181.4

L.C. SD 387.M33

Notes biographiques



Mathieu Bouchard est ingénieur forestier, diplômé de l'Université Laval depuis 1997. En 2000, le même établissement lui décerne le diplôme de maître ès sciences (entomologie forestière). En 2005, l'Université du Québec à Montréal lui décerne un doctorat en sciences de l'environnement portant sur la dynamique

forestière suite aux épidémies d'insectes. À l'emploi du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) depuis 2008, il est chercheur à la Direction de la recherche forestière (DRF) depuis 2011. Ses travaux de recherche portent notamment sur les régimes de perturbations naturelles (épidémies d'insectes et feux), la répartition spatiale des coupes, la dynamique forestière et l'effet des pratiques forestières sur la biodiversité.



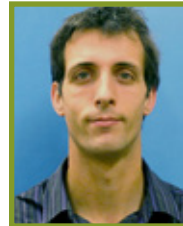
Yan Boucher, biologiste, *Ph. D.*, a mené des études graduées qui ont permis d'améliorer les connaissances relatives à la structure et à la composition des forêts tempérées et boréales de l'est du Québec. Il a également étudié les changements à long terme de la végétation après les coupes forestières du XIX^e et

XX^e siècles. En 2007, il devient chercheur à la DRF. Il s'intéresse à la reconstitution des écosystèmes forestiers préindustriels à partir d'archives historiques (cartographie, données d'inventaire, images satellitaires) et aux effets des perturbations naturelles et anthropiques sur l'évolution des forêts tempérées et boréales au cours des derniers siècles. Le volet appliqué de ses recherches consiste à intégrer les connaissances des caractéristiques et de la dynamique des forêts naturelles dans le cadre de l'aménagement forestier écosystémique.



Annie Belleau a obtenu son baccalauréat en biologie de l'Université Laval en 1998, une maîtrise en 2001 de l'Université du Québec à Montréal et un doctorat en 2012 de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. Ses travaux de recherche l'ont amenée à travailler sur la gestion des débris ligneux

après coupe, sur l'aménagement écosystémique et sur l'organisation spatiale des coupes dans le paysage. Depuis 2010, elle travaille au sein du MFFP pour la mise en place du nouveau régime forestier et de la stratégie d'aménagement durable des forêts pour la région de l'Abitibi-Témiscamingue.



Yan Boulanger est titulaire d'un doctorat en biologie obtenu en 2010 de l'Université du Québec à Montréal. Ses travaux de doctorat ont porté sur la colonisation des épinettes noires brûlées par les coléoptères saproxyliques dans le nord-ouest du Québec ainsi que sur la décomposition de ces débris ligneux. Par

ailleurs, D^r Boulanger s'intéresse aussi à la dynamique spatio-temporelle des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette. De 2010 à 2013, il a été stagiaire postdoctoral dans le laboratoire de D^e Sylvie Gauthier au Service canadien des forêts. Il y a travaillé notamment à développer des zones homogènes de régimes de perturbations au Canada pour les périodes actuelles et futures. Depuis 2014, il est chercheur au Service canadien des forêts, où il travaille à modéliser et à projeter le régime de perturbations de même que la composition forestière canadienne dans le contexte des changements climatiques.

Résumé

La structure d'âge des forêts, définie comme l'abondance relative des peuplements appartenant à différentes classes d'âge, est un attribut majeur des paysages forestiers. Elle varie dans l'espace et dans le temps, notamment en réponse aux régimes de perturbations naturelles propres aux différents écosystèmes. La variabilité observée dans l'abondance des différentes classes d'âge en forêt naturelle nous fournit une estimation quantitative des conditions auxquelles une proportion importante des espèces présentes sur le territoire sont adaptées. Les connaissances sur la structure d'âge des paysages forestiers naturels peuvent donc servir à calculer un écart par rapport aux territoires aménagés, et à estimer le risque posé pour le maintien de la biodiversité dans ceux-ci.

L'objectif de cette étude était de modéliser la variabilité naturelle de l'abondance de deux classes d'âge, soit les peuplements en régénération et les vieux peuplements, à partir de simulations des régimes de perturbations naturelles pour la partie méridionale de la province de Québec. Trois sous-modèles ont été construits afin de simuler les effets des feux, des épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* Clemens) et

des chablis. Les sous-modèles ont été structurés et paramétrés en fonction des connaissances disponibles dans la littérature scientifique sur l'effet de ces trois types de perturbations naturelles dans les différentes parties de la province, pour les années 1800 à 2000. Dans cette étude, la variabilité naturelle a été définie comme l'intervalle entre les 5^e et 95^e percentiles des résultats de 500 simulations.

En accord avec des études antérieures, les résultats indiquent que l'abondance médiane des classes d'âge et les limites de la variabilité naturelle sont toutes deux fortement conditionnées par les cycles de perturbations naturelles, particulièrement le cycle de feux. De plus, la variabilité naturelle est largement déterminée par les dimensions du territoire sur lequel les résultats sont compilés : plus la superficie augmente, plus la variabilité est faible. En fonction de ces résultats, les limites de la variabilité naturelle sont présentées pour les peuplements en régénération et les vieux peuplements dans les différentes unités d'aménagement du Québec. Ces informations pourront être utilisées afin de mieux quantifier le niveau de risque associé à la conservation de la biodiversité dans les territoires aménagés.

Mots-clés : Variabilité naturelle, perturbations naturelles, modélisation, feux, tordeuse des bourgeons de l'épinette, chablis, écologie forestière

Abstract

Forest age structure, which is defined as the relative abundance of stands that belong to different age classes, is a major attribute of forest landscapes. It varies in time and space, mostly according to the natural disturbance regimes which characterize the different ecosystems. The observed variability in the relative abundance of different age classes in natural forests provides a quantitative estimate of the conditions to which an important proportion of species present on the territory are adapted. Therefore, information about age structure can be used to calculate the difference between managed and natural forest landscapes, and to estimate risks for the conservation of biological diversity.

*The objective of this study was to model the natural variability of the abundance of two age classes – regenerating stands and old stands – based on simulations of natural disturbance regimes for the southern part of the province of Quebec. Three submodels were constructed so as to simulate the effect of fires, spruce budworm (*Choristoneura fumiferana* Clemens) outbreaks and windthrows.*

These submodels were structured and parameterized with the information available in the scientific literature with respect to the effects of these three types of disturbances in different parts of the province from 1800 to 2000. In this study, natural variability was defined as the interval between the 5th and 95th percentiles of the results of 500 simulations.

In agreement with previous studies, results indicate that both the median abundance of the age classes and the limits of natural variability are strongly conditioned by natural disturbance cycles, particularly fire. Moreover, natural variability is largely determined by the size of the territories for which the results are compiled: the larger the territory, the lower the natural variability. Considering these results, the limits of natural variability are presented for regenerating and old stands in the different management units of the province of Quebec. This information can serve to better estimate the risk level for biodiversity conservation in managed landscapes.

Keywords : Natural variability, natural disturbances, modeling, fires, spruce budworm, windthrow, forest ecology

Remerciements

Les auteurs désirent remercier Martin Barrette, Pierre Belleau, Jean-Pierre Jetté, Marc Leblanc, Catherine Périé, Jérôme Rioux, Frédérique Saucier et Marie-Andrée Vaillancourt pour leurs commentaires sur le manuscrit, Isabelle Auger pour ses conseils pour les analyses statistiques, les deux

réviseurs anonymes et Nelson Thiffault, éditeur associé, pour leurs commentaires constructifs, Denise Tousignant pour la révision linguistique et l'édition du manuscrit, de même que Nathalie Langlois et Brigitte Boudreault pour la mise en page du document.

Table des matières

| | |
|---|------|
| Résumé | v |
| Abstract | vi |
| Remerciements | vii |
| Liste des tableaux | xi |
| Liste des figures | xiii |
| Liste des annexes | xv |
| Introduction | 1 |
| Chapitre premier - Matériel et méthodes | 3 |
| 1.1 Aire d'étude..... | 3 |
| 1.2 Aperçu général de l'approche de modélisation | 3 |
| 1.3 Construction des sous-modèles de perturbations naturelles..... | 3 |
| 1.3.1 Feux | 4 |
| 1.3.1.1 Approche utilisée..... | 4 |
| 1.3.1.2 Zonage et fréquence des feux..... | 5 |
| 1.3.1.3 Nombre de feux par période et superficie des feux..... | 6 |
| 1.3.1.4 Forme des feux..... | 6 |
| 1.3.2 Épidémies de TBE..... | 7 |
| 1.3.2.1 Présence de peuplements vulnérables | 7 |
| 1.3.2.2 Occurrence des épidémies à l'échelle provinciale | 8 |
| 1.3.2.3 Mortalité causée à l'échelle locale par les épidémies | 8 |
| 1.3.3 Chablis majeurs | 9 |
| 1.4 Simulations dans SELES | 10 |
| 1.4.1 Variables de suivi | 10 |
| 1.4.2 Unités spatiales pour la compilation des résultats | 11 |
| 1.4.3 Abondance des classes d'âge et étendue de la variabilité naturelle..... | 11 |
| 1.5 Analyses statistiques | 11 |
| Chapitre deux - Résultats | 13 |
| Chapitre trois - Discussion | 17 |
| 3.1 Abondance des classes d'âge et variabilité naturelle..... | 17 |
| 3.2 Utilisation des résultats | 17 |
| 3.3 Limites du modèle et pistes d'amélioration | 18 |
| Conclusion | 21 |
| Références | 23 |
| Annexes | 29 |

Liste des tableaux

| | | |
|-------------------|---|----|
| Tableau 1. | Paramètres utilisés dans le modèle de feu, et références associées. Les zones de feux sont cartographiées à la figure 1a | 4 |
| Tableau 2. | Probabilité qu'un peuplement mature subisse une mortalité majeure durant une épidémie de TBE, en fonction du domaine bioclimatique, de la végétation potentielle et de la sévérité de l'épidémie à l'échelle provinciale | 9 |
| Tableau 3. | Résultats des analyses statistiques portant sur l'abondance médiane et sur les limites de variabilité naturelle (intervalle intercentile de 90 %) des deux classes d'âge à l'intérieur des UA, en fonction du cycle de feu, du cycle d'épidémie de TBE et de la superficie de l'UA. Les analyses ont été effectuées avec les données de 68 UA | 15 |

Liste des figures

| | | |
|------------------|--|----|
| Figure 1. | Cartes des zones de feux (a), des végétations potentielles (b), des conditions climatiques pour les épidémies de TBE (c) et des unités d'aménagement (d) dans l'aire d'étude | 5 |
| Figure 2. | Variabilité de l'abondance des classes d'âges dans les différentes unités d'aménagement de la province de Québec : abondance médiane des vieux peuplements (a) et des peuplements en régénération (b), limite inférieure de variabilité (5 ^e percentile) pour les vieux peuplements (c) et limite supérieure de variabilité (95 ^e percentile) pour les peuplements en régénération (d) | 13 |
| Figure 3. | Fréquence relative des résultats de simulation pour les classes d'âge « régénération » (de 0 à 20 ans) et « vieux » (plus de 100 ans), dans l'unité d'aménagement UA 25 724, située dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousses | 14 |
| Figure 4. | Exemple de fluctuations observées dans l'abondance des vieux peuplements (ligne noire) durant une simulation de 200 ans, pour 2 UA dont la superficie et le cycle de feu différent | 14 |
| Figure 5. | Abondance médiane des classes d'âge « régénération » et « vieux » et limites de variabilité naturelle (vieux peuplements : limite inférieure ou 5 ^e percentile; peuplements en régénération : limite supérieure ou 95 ^e percentile) en fonction de la superficie de l'UA | 16 |

Liste des annexes

| | |
|--|----|
| Annexe A. Analyses de sensibilité concernant la taille des cellules et la superficie minimale des feux | 29 |
| Annexe B. Analyse de sensibilité sur la représentativité des végétations potentielles | 30 |
| Annexe C. Abondance médiane et limites de variabilité (5 ^e et 95 ^e percentiles) de l'abondance des peuplements en régénération et des vieux peuplements, pour les UA de la province de Québec | 31 |

Introduction

Le maintien de la biodiversité est un objectif central de l'aménagement durable des forêts. Pour atteindre cet objectif, il est important d'identifier des indicateurs facilement mesurables qui reflètent bien la qualité de l'habitat pour les espèces sensibles à l'aménagement. Ces indicateurs doivent aussi pouvoir être projetés dans le temps à l'aide des outils couramment utilisés en foresterie, en particulier dans le contexte des calculs de possibilité forestière. La structure d'âge des forêts est sans doute l'un des indicateurs les plus simples qui permette d'intégrer l'ensemble de ces besoins.

La structure d'âge d'une forêt peut se définir comme l'abondance relative des peuplements appartenant à différentes classes d'âge. Dans les forêts aménagées, certaines classes d'âge qui jouent un rôle crucial dans le maintien des espèces sensibles tendent à se raréfier sous l'effet des coupes (Bouchard et Pothier 2011, Boucher *et al.* 2014, Cyr *et al.* 2009). Les vieux peuplements sont particulièrement importants pour le maintien de la biodiversité, puisqu'ils contiennent souvent des attributs particuliers comme un couvert végétal étagé (Angers *et al.* 2005, Bergeron *et al.* 1999, Oliver et Larson 1996), des arbres vivants et morts de forte taille (Bergeron *et al.* 1999, Harper *et al.* 2005, McGee *et al.* 1999, Tyrrell et Crow 1994), une composition forestière particulière (Bergeron 2000) et un environnement lumineux et microclimatique relativement hétérogène (Bartemucci *et al.* 2006, Boudreault *et al.* 2013, Fenton et Bergeron 2008). La présence de ces attributs est importante pour le maintien de plusieurs espèces végétales et animales, notamment celles qui dépendent de la présence d'arbres morts de différentes tailles et ayant atteint différents degrés de décomposition (Hunter 1999).

Les peuplements en régénération appartiennent à une autre classe d'âge importante du point de vue de l'aménagement écosystémique. Une abondance excessive de jeunes peuplements peut en effet favoriser une augmentation de l'abondance des espèces opportunistes à l'échelle du paysage, et avoir un effet négatif sur les populations d'espèces sensibles présentes dans les forêts résiduelles (Fahrig 2003). À titre d'exemple, la présence de peuplements feuillus en régénération favorise souvent une augmentation de l'abondance de certains ongulés, comme le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus* Zimmermann)

dans le sud du Québec ou l'original (*Alces alces* L.) plus au nord. Cela peut générer des effets en cascade négatifs sur l'écosystème et certaines espèces sensibles (Côté *et al.* 2004, Courbin *et al.* 2009).

Il est souvent jugé souhaitable d'intégrer aux plans d'aménagement des cibles en ce qui concerne l'abondance minimale ou maximale des classes d'âge qui jouent un rôle crucial pour le maintien de la biodiversité (Didion *et al.* 2007, Rompré *et al.* 2010, Villard et Jonsson 2009). En l'absence d'informations précises sur l'habitat des espèces sensibles à l'aménagement, l'approche par filtre brut propose d'établir ces cibles sur la base des caractéristiques des forêts préindustrielles (Hunter 1999). Selon cette approche, on peut présumer que la structure d'âge préindustrielle correspond en gros aux conditions auxquelles les espèces se sont adaptées au fil de l'évolution naturelle. De plus, puisque l'abondance relative des classes d'âge fluctue en fonction des régimes de perturbations naturelles, on peut également présumer que les espèces sont adaptées à un certain niveau de variation temporelle (Drapeau *et al.* 2008). En général, on peut donc supposer que plus l'abondance actuelle des différentes classes d'âge s'éloigne des intervalles de variabilité observés en conditions préindustrielles, plus le niveau de risque pour le maintien de la biodiversité augmente (Drapeau *et al.* 2008, Hunter 1999).

Dans les écosystèmes forestiers préindustriels, l'abondance relative des classes d'âge de peuplements est déterminée par les régimes de perturbations naturelles. Au Québec, les principales perturbations qui influencent la structure d'âge des forêts sont les feux, les épidémies d'insectes et les chablis (Boucher *et al.* 2011). Plusieurs travaux ont montré qu'il est possible de reconstruire la structure d'âge en simulant l'effet de ces perturbations (Baker *et al.* 1991, Keane 2012, Mladenoff 2004, Wimberly *et al.* 2000). La plupart de ces travaux ont examiné l'effet des régimes de feux, mais d'autres perturbations naturelles comme les épidémies d'insectes peuvent aussi être modélisées (James *et al.* 2011, Sturtevant *et al.* 2004). La modélisation permet également de déterminer l'étendue de la variabilité pour l'abondance des différentes classes d'âge, en tenant compte du fait que les perturbations surviennent de manière irrégulière dans le temps et dans l'espace (Wimberly *et al.* 2000).

Finalement, pour les territoires où l'on a peu d'observations historiques concernant l'état de la forêt préindustrielle, une approche par simulations présente l'avantage de permettre de caractériser la structure forestière naturelle à partir d'hypothèses claires, basées sur des observations faites dans d'autres régions jugées analogues d'un point de vue écologique.

L'objectif principal de ce mémoire est de déterminer l'étendue de la variabilité naturelle pour deux classes d'âge jouant un rôle crucial en aménagement : les peuplements en régénération et les vieux peuplements (Boucher *et al.* 2011, Jetté *et al.* 2013). Dans ce mémoire, nous utilisons l'expression « variabilité naturelle » afin d'assurer une continuité avec l'approche développée par le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP), dans le contexte de la Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier. Ce concept doit toutefois être considéré comme l'équivalent de celui de « variabilité historique » qui est de plus en plus utilisé en Amérique du Nord, et qui tient explicitement compte du fait qu'il est difficile (et souvent non souhaitable) de tenter de caractériser les régimes de perturbations naturelles en faisant complètement abstraction de l'influence humaine (voir Wiens *et al.* 2012).

Les analyses présentées dans ce mémoire ont été effectuées en deux temps. Premièrement, des sous-modèles permettant de reproduire l'effet des régimes de perturbations ont été construits pour les trois types de perturbations dominantes sur le territoire québécois, puis calibrés sur la base de données empiriques provenant de différentes études effectuées sur ce même territoire. Les perturbations ont été simulées sur la base de critères écologiques, en tenant compte des variations spatiales observées dans les régimes de perturbations naturelles. Les limites administratives n'ont pas été prises en compte lors des simulations. Dans un deuxième temps, les résultats de ces simulations ont été compilés et analysés à l'échelle des unités d'aménagement (UA) utilisées au Québec pour la planification forestière (en 2014). Le fait de compiler les informations sur la base d'unités administratives facilitera la prise en compte de ces informations dans les stratégies d'aménagement.

Chapitre premier

Matériel et méthodes

1.1 Aire d'étude

L'aire d'étude correspond à la partie du Québec méridional représentée par les domaines bioclimatiques de l'érablière, de la sapinière et de la pessière à mousses. Elle inclut donc à la fois des territoires forestiers aménagés et non aménagés, ainsi que des territoires non forestiers selon les cartographies écoforestières actuellement utilisées.

1.2 Aperçu général de l'approche de modélisation

Les effets des régimes de perturbations naturelles sur la structure d'âge des forêts ont été modélisés à l'aide du logiciel SELES (Fall et Fall 2001). SELES utilise un langage de programmation simple et adapté, permettant de simuler des perturbations naturelles de même que leur effet sur la dynamique forestière. Ce langage permet également d'inclure des variables aléatoires pour faire varier l'occurrence et la configuration des événements de perturbations lors des simulations. Le logiciel permet d'intégrer des informations forestières qui influencent les régimes de perturbations (contours de l'aire d'étude, végétations potentielles, caractéristiques forestières initiales, paramètres climatiques, etc.) sous forme de fichiers matriciels (rasters). Les simulations sont effectuées sur un territoire subdivisé en cellules carrées, dont la taille est spécifiée par l'utilisateur en fonction de la définition spatiale requise. Dans cette étude, nous avons utilisé une taille de cellule de 2 km x 2 km (voir la section 1.4 : Simulations dans SELES pour plus de détails concernant la taille de cellule utilisée).

1.3 Construction des sous-modèles de perturbations naturelles

Des sous-modèles ont été construits pour simuler l'effet de trois types de perturbations naturelles : les feux, les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* Clemens, TBE) et les chablis. Ils ont été étalonnés en fonction de l'information disponible sur la dimension et la répartition spatiale des événements de mortalité causés par les différents types de perturbations. La période de calibration ne dépasse donc pas 200 ans en général, puisqu'il existe très peu d'information spatialement explicite concernant la configuration

et la dimension des événements de perturbations durant les périodes antérieures. L'étude s'est concentrée uniquement sur la simulation d'événements de perturbations qui entraînaient une mortalité importante, caractérisée par un couvert forestier résiduel de moins de 25 % à l'échelle du peuplement. Les perturbations moins importantes n'ont pas été simulées. Les perturbations créant peu de mortalité à l'échelle du peuplement demeurent mal quantifiées en forêt préindustrielle (à l'échelle de la province), et l'on peut supposer, par ailleurs, qu'elles n'ont eu que peu d'effet sur la structure d'âge des forêts.

Les régimes de perturbations naturelles ont probablement été influencés en partie par la présence humaine lors de cette période de 200 ans, particulièrement dans le sud de la province, où l'arrivée relativement ancienne des colons d'origine européenne a sans doute influencé la structure forestière (Boucher *et al.* 2014, Dupuis *et al.* 2011, Simard et Bouchard 1996). Les régimes de feux ont également pu être modifiés par la lutte directe ou par des variations dans la connectivité des paysages forestiers amenés par l'aménagement ou la colonisation (Dupuis *et al.* 2011). Certaines hypothèses ont également été émises concernant une modification probable des régimes de TBE à la suite de changements de composition générés par les activités d'aménagement (Blais 1983). Dans ce dernier cas, cependant, d'autres facteurs comme les changements climatiques et la stochasticité propre aux épidémies d'insectes pourraient aussi être impliqués (Bouchard et Pothier 2008, Régnière *et al.* 2012, Royama *et al.* 2005). Dans l'ensemble, pour le nord du Québec forestier (domaines bioclimatiques de la sapinière et de la pessière), nous avons présumé que les études portant sur cette période de 200 ans reflétaient assez bien la dynamique naturelle. Dans le sud du Québec forestier (domaines de l'érablière), où les connaissances actuelles de la forêt préindustrielle sont beaucoup plus fragmentaires, nous avons utilisé des hypothèses jugées raisonnables lors des simulations. Ces hypothèses sont quantifiées sous la forme de paramètres intégrés aux simulations. Ces paramètres pourront être modifiés dans le futur, au fur et à mesure de l'avancement des connaissances. Même s'il a parfois été proposé de parler

de variabilité historique lorsqu'on ne peut exclure totalement l'effet des perturbations anthropiques (voir Romme *et al.* 2012), nous utilisons le terme « variabilité naturelle » dans le cadre de ce mémoire, puisque dans la mesure du possible, l'effet des perturbations anthropiques a été exclu.

Il est connu que la variabilité temporelle propre aux régimes de perturbations naturelles augmente lorsqu'on allonge la période de référence, notamment parce que les périodes plus longues incluent des épisodes climatiques contrastants. Cette variabilité temporelle dans les régimes de perturbations naturelles a des implications sur les caractéristiques forestières comme la structure d'âge des paysages forestiers (Cyr *et al.* 2009). Quoiqu'il serait éventuellement souhaitable de mieux quantifier cette variabilité à l'échelle de la province, nous avons préféré, dans un premier temps, nous baser sur une période relativement courte pour caractériser les patrons de mortalité avec une meilleure définition. On peut aussi raisonnablement supposer que les communautés fauniques et végétales actuellement présentes sur ces territoires sont davantage en équilibre avec les

conditions bioclimatiques observées pendant les 200 dernières années qu'avec celles qui avaient cours il y a plusieurs centaines ou milliers d'années (Millar et Woolfenden 1999). En ce sens, nous avons estimé que l'établissement de l'étendue de variabilité en fonction des régimes de perturbations naturelles observées sur une période assez récente (p. ex. : 200 ans) était compatible avec les objectifs de protection de la biodiversité, du moins dans un premier temps (Romme *et al.* 2012).

1.3.1 Feux

1.3.1.1 Approche utilisée

Les informations utilisées pour calibrer le sous-modèle de feu proviennent essentiellement des études énumérées au tableau 1. Le modèle lui-même a été adapté de celui utilisé par Bouchard et Pothier (2008). Ce type de modèle s'apparente à ceux qui ont déjà été utilisés dans d'autres régions d'Amérique du Nord afin d'étudier la variabilité de la structure d'âge des forêts (Belleau 2012, Cumming 2001, Keane 2012, Wimberly *et al.* 2000).

Tableau 1. Paramètres utilisés dans le modèle de feu, et références associées. Les zones de feux sont cartographiées à la figure 1a.

| Nom de la zone de feux | Importance des feux | Superficie de la zone* (km ²) | Cycle de feu observé (années) | Superficie maximale des feux (km ²) | Nombre moyen de feux par période de 10 ans (λ , années) [†] | Références |
|------------------------|---------------------|---|-------------------------------|---|---|---|
| Zone A | Très grande | 19 3348 | 150 | 2 000 | 10,8 | <ul style="list-style-type: none"> • Lesieur <i>et al.</i> 2002 • Le Goff <i>et al.</i> 2007 • Mansuy <i>et al.</i> 2010 • Bergeron <i>et al.</i> 2004 • Grenier <i>et al.</i> 2005 |
| Zone B | Grande | 219 388 | 250 | 2 000 | 6,6 | <ul style="list-style-type: none"> • Bouchard <i>et al.</i> 2008 • Mansuy <i>et al.</i> 2010 • Bélisle <i>et al.</i> 2011 • Boulanger <i>et al.</i> 2013 • Drever <i>et al.</i> 2008 • Boucher <i>et al.</i> 2014 |
| Zone C | Modérée | 222 272 | 500 | 500 | 5,0 | <ul style="list-style-type: none"> • Bouchard <i>et al.</i> 2008 • Cyr <i>et al.</i> 2007 • Couillard <i>et al.</i> 2012 • Roy <i>et al.</i> 2009 |
| Zone D | Faible | 68 668 | 1 000 | 100 | 1,5 | <ul style="list-style-type: none"> • Boulanger <i>et al.</i> 2013 |

* Excluant les plans d'eau.

† Moyenne de la distribution de Poisson.

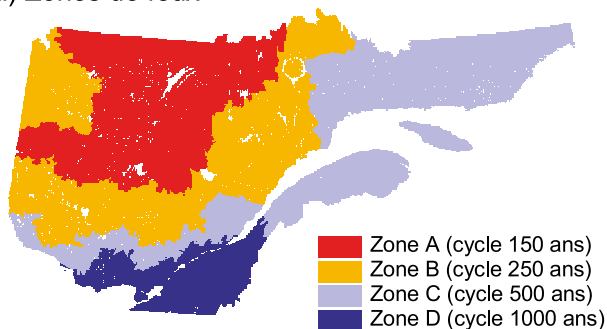
1.3.1.2 Zonage et cycles de feu

La portion aménagée du territoire forestier québécois a été subdivisée en quatre zones écologiques à l'intérieur desquelles les régimes de feu étaient jugés relativement homogènes (Figure 1a). Ces zones correspondent à des regroupements de districts écologiques, c'est-à-dire d'unités d'environ 250 km² du système de classification écologique québécois (Robitaille et Saucier 1998). Leurs contours ont été délimités en fonction des informations disponibles dans la littérature au sujet des régimes de feu dans différentes régions (Tableau 1). Les régimes de feu ont été caractérisés essentiellement en fonction du cycle de feu, du nombre de feux par période et de la dimension

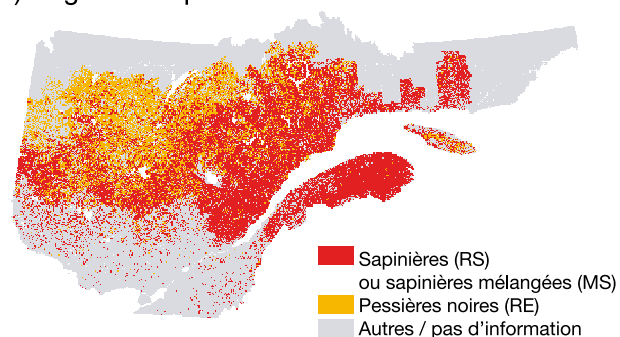
des feux. Pour chaque zone, la fréquence et la superficie maximale des feux ont été estimées en utilisant les sources d'informations mentionnées au tableau 1.

La terminologie servant à décrire les régimes de feu porte parfois à confusion. Dans cette étude, nous considérons que le cycle de feu est synonyme de l'intervalle de retour moyen des feux, qui correspond au temps nécessaire pour perturber une superficie égale à la zone étudiée. La fréquence des feux est l'inverse du cycle de feu, c'est-à-dire la proportion du territoire affectée sur une base annuelle. Le nombre de feux par période de simulation réfère à un nombre d'événements de feux distincts.

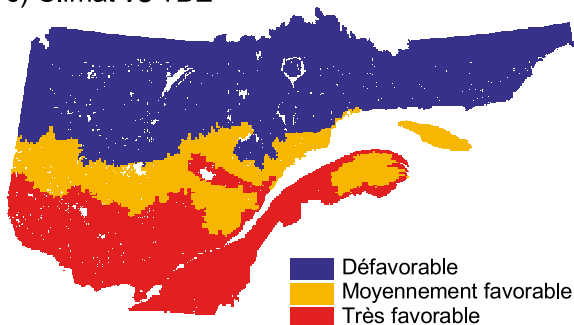
a) Zones de feu



b) Végétations potentielles



c) Climat vs TBE



d) Unités d'aménagement

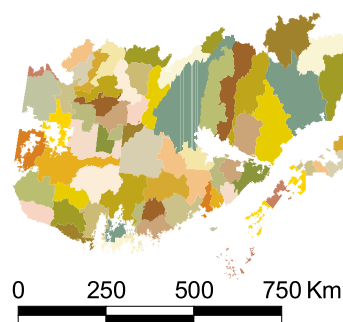


Figure 1. Cartes des zones de feu (a), des végétations potentielles (b), des conditions climatiques pour les épidémies de TBE (c) et des unités d'aménagement (d) dans l'aire d'étude.

1.3.1.3 Nombre de feux par période et superficie des feux

Pour un cycle donné, le nombre de feux par période et la distribution de fréquence de la superficie affectée par ces événements influencent fortement la variabilité temporelle de l'abondance des différentes classes d'âge (Turner *et al.* 1993, Wimberly *et al.* 2000).

En nature, la superficie des feux peut varier de quelques centaines de mètres carrés à plus de 2 000 km². Le nombre de feux par classe de superficie se conforme généralement à une distribution exponentielle négative, comprenant un très grand nombre de petits feux et un petit nombre de grands feux (Bergeron *et al.* 2004, Johnson 1996). Dans le cadre de la présente étude, nous avons supposé que la distribution de fréquence de la superficie des feux se conformait à une distribution de Weibull inverse, une variante de la distribution exponentielle négative qui est observée sur la Côte-Nord (Bouchard et Pothier 2008), seul endroit dans la province où la distribution a été testée à notre connaissance. Cette distribution comporte trois paramètres, et possède la forme suivante (Équation 1) :

$$F(x) = \exp\left(-\left(\frac{b}{x-m}\right)^c\right) \quad [1]$$

où la variable d'intérêt x correspond à la taille de l'évènement de feu (km²), b est le paramètre d'échelle (km²), et c est le paramètre de forme (sans unité). Le paramètre de localisation m correspond à la superficie minimale des feux. La distribution de fréquence est tronquée à droite et à gauche (Cumming 2001) : la troncature de gauche permet de tenir compte de la superficie minimale des feux simulés, soit $m = 12$ km² dans le cas de notre étude. Les feux plus petits que 12 km² sont souvent mal répertoriés dans les reconstructions historiques, et l'on peut considérer qu'ils ne représentent qu'une faible proportion des superficies brûlées (Bergeron *et al.* 2004). De plus, l'utilisation d'une superficie minimale de 12 km² plutôt qu'une valeur plus faible n'entraîne pas de biais sur les résultats, et permet de simplifier la modélisation (Annexe A). La troncature de droite, quant à elle, représente la superficie maximale des feux observés sur le territoire. Lors des simulations, il est important de fixer une limite supérieure, puisque sans elle, la superficie maximale pourrait tendre vers l'infini, ce qui ne serait pas réaliste (Cumming 2001). Les superficies maximales de feux ont été définies pour chaque zone, en tenant compte des informations provenant des études effectuées dans les différentes régions (Tableau 1).

En pratique, la superficie de chaque évènement de feu peut être déterminée de manière stochastique en fonction de la distribution de Weibull inverse, en utilisant l'algorithme suivant (Équation 2) :

$$x = m + \frac{b}{-\ln(u)^{(1/c)}} \quad [2]$$

où u est un nombre tiré d'une distribution aléatoire uniforme entre 0 et 1, et les autres paramètres sont les mêmes que dans l'équation (1).

Boychuk *et al.* (1997) ont montré que le nombre de feux par période suit une distribution de Poisson. Celle-ci comporte un seul paramètre, λ , qui correspond au nombre moyen de feux par période de simulation (10 ans). La valeur λ a été calibrée par itération pour chaque zone, jusqu'à ce que l'intervalle de retour moyen observé dans les simulations corresponde exactement au cycle de feu observé dans les reconstructions historiques pour la zone en question (Tableau 1). Lors de la calibration et des simulations subséquentes, les feux dont la superficie x dépassait la superficie maximale permise ont été exclus. Les paramètres des régimes de feux calibrés pour chaque zone (superficie maximale, nombre moyen de feux λ par période) sont présentés au tableau 1.

1.3.1.4 Forme des feux

Les feux de forêt ont généralement une forme irrégulière et contiennent de nombreux îlots et péninsules non brûlés (Eberhart et Woodard 1987, Kafka *et al.* 2001, Madoui *et al.* 2010). Dans le cadre de ce travail, nous avons utilisé un algorithme développé par Fall et Fall (2001) pour modéliser la propagation de chaque évènement de feu à partir du point d'allumage, de façon à obtenir des patrons de brûlage réalistes. La propagation s'effectue par étapes (e) successives, jusqu'à ce que la superficie du feu (x dans l'équation 2) ait été atteinte. À l'étape $e = 1$, une première cellule d'allumage est déterminée aléatoirement. Le nombre de cellules adjacentes qui seront brûlées à l'étape suivante ($e + 1$) est tiré d'une distribution normale dont la moyenne est de (0,1) et l'écart type est de 1 (avec un minimum de 0 et un maximum de 3 cellules). L'emplacement de ces 1 à 3 cellules affectées est sélectionné aléatoirement parmi les 8 cellules adjacentes à la cellule d'origine, en excluant la ou les cellules déjà affectées par cet évènement de feu durant les itérations précédentes. La propagation d'un évènement de feu s'interrompt lorsque la superficie du feu est atteinte (voir la section 1.3.1.3 : Nombre de feux par période et superficie des feux). Cette façon de procéder

permet de créer des formes de feux plus réalistes et de laisser des secteurs de forêt résiduelle non brûlée à l'intérieur du périmètre principal.

Dans sa formulation actuelle, l'algorithme considère que la propagation du feu n'est pas directement influencée par l'âge ou la composition de la forêt. Nous considérons cette simplification comme raisonnable, particulièrement pour les très grands feux dont la configuration est avant tout déterminée par des facteurs météorologiques (Johnson 1996, Mansuy *et al.* 2014). Lors de la calibration des paramètres de l'algorithme, nous nous sommes assurés que la forme des feux produits était relativement réaliste, dans la mesure où elle permettait le maintien d'au moins 5 à 20 % de forêts résiduelles à l'intérieur du périmètre principal (Kafka *et al.* 2001, Madoui *et al.* 2010).

1.3.2 Épidémies de TBE

La tordeuse des bourgeons de l'épinette est un insecte connu pour les épisodes majeurs de mortalité qu'il cause chez ses principales espèces hôtes au Québec, soit le sapin baumier (*Abies balsamea* [L.] Mill.) et les épinettes (épinette blanche : *Picea glauca* [Moench] Voss; épinette noire : *Picea mariana* [Mill.] B.S.P.; épinette rouge : *Picea rubens* Sargent). Les épidémies peuvent causer de la mortalité dans une proportion importante du couvert forestier (ex. : > 75 %) lorsqu'elles causent des défoliations dans les peuplements dominés par ces essences, et une mortalité plus faible lorsqu'elles causent des défoliations dans des peuplements où les espèces hôtes représentent une composante mineure. Dans ce travail, nous ne nous sommes intéressés qu'aux cas de mortalité affectant plus de 75 % du couvert dominant, qui entraînaient la formation de jeunes peuplements équiennes. L'occurrence de tels épisodes de forte mortalité est largement conditionnée par deux facteurs : la proportion du couvert forestier occupé par les espèces hôtes avant une épidémie, et la durée et l'intensité des défoliations durant une épidémie.

L'impact des épidémies a été modélisé de façon à refléter les patrons de mortalité et de dynamique forestière observés au cours des deux derniers siècles, de la manière la plus simple possible, compte tenu de notre objectif de mesurer les effets à long terme sur la structure d'âge. La mortalité causée par une épidémie de TBE a été simulée en trois étapes, pour déterminer successivement la présence de peuplements vulnérables sur le territoire pour une période de simulation donnée,

l'occurrence d'une épidémie synchrone à l'échelle provinciale, et enfin, la mortalité causée par cette épidémie à l'intérieur des peuplements vulnérables.

1.3.2.1 Présence de peuplements vulnérables

La vulnérabilité d'un peuplement peut être définie comme la probabilité que celui-ci subisse des dommages ou qu'il meure lorsqu'il est affecté par un niveau de défoliation donné (MacLean et MacKinnon 1997). En fonction des études passées, on peut estimer que pour les conditions du Québec et des provinces voisines, les peuplements d'espèces hôtes âgés de plus de 60 ans, particulièrement ceux qui sont dominés par le sapin baumier, correspondent le mieux à cette définition (Erdle et MacLean 1999).

Pour les fins de ce travail, la présence d'un peuplement de sapin baumier à un endroit et à un moment donnés a été déterminée en fonction de deux facteurs : les végétations potentielles et le temps écoulé depuis le dernier feu. Dans un premier temps, nous avons utilisé les végétations potentielles pour inférer l'abondance potentielle des espèces hôtes dans le peuplement. À l'échelle du Québec, la végétation potentielle est la variable écoforestière qui résume le mieux la présence de conditions abiotiques (sols, microclimat) favorables pour les différentes espèces, à tout le moins selon les conditions de la fin du 20^e siècle, au moment où ces types ont été définis (Grondin *et al.* 2007). Concrètement, nous avons supposé qu'un peuplement ne pouvait être dominé par le sapin que s'il se trouvait sur des végétations potentielles débutant par RS (sapinières) ou MS (sapinières mélangées), que le sapin pouvait être codominant sur les végétations potentielles débutant par RE (pessières noires) et que le sapin était rare ou absent dans les autres végétations potentielles. On s'attend à ce que la première catégorie de peuplements soit très vulnérable, que la deuxième soit modérément vulnérable, et que la troisième ne soit pas vulnérable. La distribution spatiale des différentes végétations potentielles à travers la province est illustrée à la figure 1b.

Dans un deuxième temps, nous avons considéré que le temps écoulé depuis le dernier feu conditionnait également la présence et l'abondance des espèces hôtes de la TBE (Bergeron et Leduc 1998, Bouchard et Pothier 2008). Plusieurs études indiquent que les peuplements brûlés sont habituellement colonisés par des espèces autres que le sapin, et que cette espèce de fin de succession s'établit graduellement en sous-étage sur les stations favorables, avant de s'installer dans l'étage dominant après plus d'une centaine d'années

(Bergeron *et al.* 1995, Bouchard *et al.* 2008). Nous avons donc présumé que pour être dominé par les espèces hôtes de la TBE, le peuplement ne devait pas avoir été affecté par un feu depuis au moins 150 ans. Dans le cas d'un peuplement ayant été affecté sévèrement par une épidémie de TBE ou un chablis, nous avons supposé qu'une période de 60 ans devait s'être écoulée avant que le peuplement soit considéré comme de nouveau vulnérable (Erdle et MacLean 1999). Ainsi, la régénération de sapin pouvait être présente à l'intérieur du peuplement immédiatement après une épidémie de TBE ou un chablis, mais pas après un feu.

1.3.2.2 Occurrence des épidémies à l'échelle provinciale

L'initiation et le développement d'une épidémie de TBE dépend d'un ensemble complexe de facteurs environnementaux (climat, météo) et biotiques (composition forestière, relations entre l'insecte et ses ennemis naturels) (Régnière *et al.* 2012, Royama *et al.* 2005). Il est impossible, et sans doute inutile, de tenter de les intégrer tous dans un modèle cherchant à prédire l'occurrence d'une épidémie sur de grandes échelles spatio-temporelles (Bouchard et Auger 2014). Rappelons également que ce travail ne visait pas à prédire le développement des épidémies futures en fonction de conditions environnementales particulières, mais plutôt à reproduire le régime historique de perturbations, et surtout l'influence de celui-ci sur la structure d'âge des forêts. L'approche choisie pour modéliser l'occurrence et la sévérité des épidémies repose donc sur les patrons observés au cours des 200 dernières années.

Pendant la période 1800-2000, 6 épidémies ont affecté de manière relativement synchrone tout le sud de la province (Morin *et al.* 2007). À l'échelle provinciale, les épidémies sont donc survenues en moyenne tous les 30 à 40 ans (Morin *et al.* 2007). Pour modéliser l'occurrence des épidémies à l'échelle de la province, nous avons donc supposé (1) que les épidémies étaient synchrones à cette échelle et (2) qu'il s'écoulait 30 ou 40 ans entre l'amorce de 2 épidémies successives (avec une probabilité de 1/2 pour chacune de ces 2 valeurs).

Lorsqu'on les compare entre elles, les 6 grandes épidémies survenues au cours des derniers 200 ans n'ont pas occasionné le même taux de mortalité à l'intérieur des peuplements dominés par les espèces hôtes, probablement parce que l'intensité et la durée des défoliations variaient d'une fois à l'autre (MacLean 2004, Royama *et al.* 2005). Les 3 premières épidémies, survenues au 19^e siècle, semblent avoir causé une mortalité assez faible sur

le territoire québécois (Swaine *et al.* 1924, Morin *et al.* 2007). Nous avons considéré qu'elles avaient eu un effet négligeable sur la structure d'âge des forêts à l'échelle de la province. Les 2 premières épidémies du 20^e siècle ont causé une mortalité assez importante dans certaines régions, mais ont épargné d'autres régions (Bouchard et Pothier 2010, Bouchard *et al.* 2006, 2007, Morin 1994). La dernière épidémie du 20^e siècle a été très sévère dans l'ensemble du Québec. En tout, au cours des 200 dernières années, nous avons donc assisté à une épidémie très sévère (1980), à 2 épidémies modérément sévères (1915 et 1950) et à 3 épidémies légères (19^e siècle). En fonction de ces informations, nous avons considéré que la probabilité qu'une épidémie soit très sévère à l'échelle de la province était de 1/6, que celle qu'une épidémie soit modérément sévère était de 2/6, et que celle qu'une épidémie soit légère était de 3/6.

Même si une épidémie donnée survient de manière synchrone sur tout le territoire, l'intensité des défoliations sera modulée régionalement, notamment en fonction du climat. Ainsi, les défoliations seront généralement moins importantes dans un peuplement situé plus au nord ou en altitude, probablement en partie à cause de la difficulté pour l'insecte de compléter son cycle vital dans des conditions climatiques froides (courte saison de croissance) (Régnière *et al.* 2012). Ces variations régionales se reflètent dans la mortalité observée dans le couvert dominant, qui est généralement moins importante au nord et en altitude (Blais 1965, Bouchard et Pothier 2010, Bouchard *et al.* 2007). Dans notre étude, nous présumons que les domaines bioclimatiques interceptent l'effet climatique. On peut supposer que ce gradient de vulnérabilité se maintient, peu importe la sévérité de l'épidémie à l'échelle provinciale.

1.3.2.3 Mortalité causée à l'échelle locale par les épidémies

Dans l'ensemble, nous avons considéré que pour chaque épidémie, le taux de mortalité variait en fonction (1) de la végétation potentielle (conditions environnementales favorables ou non à la présence de sapinières), (2) de l'âge du peuplement (les jeunes peuplements sont peu vulnérables), (3) de la sévérité de l'épidémie à l'échelle de la province et (4) du domaine bioclimatique (puisque cette dernière variable reflète indirectement l'effet du climat sur le développement de l'insecte). Les taux de mortalité qui s'appliquent à chaque situation sont indiqués au tableau 2. Pour le moment, il n'existe pas d'information provenant de la littérature concernant des taux de mortalité spécifiques pour les différentes

Tableau 2. Probabilité qu'un peuplement mature subisse une mortalité majeure durant une épidémie de TBE, en fonction du domaine bioclimatique, de la végétation potentielle et de la sévérité de l'épidémie à l'échelle provinciale.

| Domaine bioclimatique | Végétations potentielles | Sévérité de l'épidémie à l'échelle provinciale* | | |
|--|--------------------------|---|-------------------|--------|
| | | Très sévère | Modérément sévère | Légère |
| Pessière à mousses | Sapinières : RS, MS | 15 % | 15 % | 0 % |
| | Pessières : RE | 5 % | 5 % | 0 % |
| Sapinière à bouleau blanc | Sapinières : RS, MS | 25 % | 25 % | 5 % |
| | Pessières : RE | 15 % | 15 % | 0 % |
| Sapinière à bouleau jaune Domaines de l'érablière | Sapinières : RS, MS | 50 % | 50 % | 5 % |
| | Pessières : RE | 25 % | 25 % | 0 % |

Note : La probabilité de mortalité majeure est de 0 % pour les peuplements ayant subi un feu au cours des 150 années précédentes, de même que ceux ayant subi une épidémie de TBE ou un chablis au cours des 60 années précédentes. La probabilité est également de 0 % pour les végétations potentielles autres que RS (sapinières), MS (sapinières mélangées) et RE (pessières noires).

* Références : Bergeron *et al.* 1995, Blais 1965, Bouchard et Pothier 2010, Bouchard *et al.* 2006, 2007, Campbell *et al.* 2008, D'Aoust *et al.* 2004, Erdle et MacLean 1999, Kneeshaw et Bergeron 1998, Kneeshaw *et al.* 2008, Leblanc et Bélanger 2000, MacLean et Ostaff 1989, Pothier *et al.* 2012.

combinaisons de facteurs présentées. Dans le contexte du présent travail, ces taux ont donc été déterminés de façon empirique, d'après la littérature scientifique plus générale sur ce sujet (voir la note du tableau 2).

Les défoliations et la mortalité causées par une épidémie peuvent s'étaler sur plusieurs années. Cette période peut facilement dépasser 10 ans à l'échelle de la province, mais est souvent plus courte à l'échelle locale. Dans le cadre de ce travail, nous avons supposé que la mortalité pendant une épidémie donnée survenait sur une période de 10 ans, ce qui correspond au pas de temps utilisé dans des simulations. Lorsqu'ils sont attaqués sévèrement, les peuplements se voient attribuer un âge de 0 an. L'effet des épidémies partielles n'a pas été étudié, puisque nous avons posé l'hypothèse que les perturbations partielles étaient compatibles avec le maintien de peuplements ayant des attributs de vieilles forêts (gros arbres, irrégularité de structure, etc.).

1.3.3 Chablis majeurs

La fréquence, l'emplacement et la sévérité des chablis peut varier en fonction des caractéristiques des peuplements, de la topographie et des facteurs météorologiques (Bouchard *et al.* 2009, Roy *et al.* 2009, Ruel 2000, Waldron *et al.* 2013). Dans le cadre de cette étude, nous nous sommes limités à quantifier l'impact des chablis majeurs, c'est-à-dire ceux qui ont une influence sur la structure d'âge des forêts, telle qu'elle peut être mesurée à partir de cartes écoforestières. Tout comme pour les épidémies de faible sévérité, nous avons présumé que les chablis partiels n'entraînaient pas le remplacement de peuplements matures par des peuplements en régénération, mais qu'ils contribuaient plutôt à créer de l'irrégularité à l'intérieur des peuplements présents, un aspect qui n'est pas examiné dans le cadre de cette étude.

Selon la revue de littérature réalisée sur cette question, la fréquence moyenne des chablis majeurs est beaucoup moins grande que celle des

feux et des épidémies de TBE (Boucher *et al.* 2011). Des études portant sur des périodes de plusieurs décennies rapportent des intervalles de retour variant de 1 500 ans à 10 000 ans (Bouchard *et al.* 2009, Roy *et al.* 2009, Vaillancourt 2008). Pour le moment, il est difficile de dire si ces variations sont dues à des particularités régionales, ou simplement au fait que des événements de chablis majeurs, peu fréquents, sont survenus ou non durant la période de référence. En l'absence d'information spécifique sur la variabilité régionale à l'échelle du Québec, nous avons présumé que la fréquence des chablis était la même pour l'ensemble du territoire forestier, et que les chablis majeurs affectaient 1 % de la superficie totale tous les 25 ans, ce qui correspond à un cycle de 2 500 ans. Ces secteurs ont été sélectionnés aléatoirement parmi tous les peuplements de plus de 50 ans, considérés comme plus vulnérables (Bouchard *et al.* 2009, Roy *et al.* 2009), indépendamment des caractéristiques édaphiques et topographiques, dont l'influence n'a pas été clairement démontrée pour les chablis majeurs.

1.4 Simulations dans SELES

Dans SELES, l'effet des régimes de perturbations a été simulé sur l'ensemble de l'aire d'étude en effectuant 500 simulations de 200 ans bout à bout, de sorte que les conditions de départ pour une simulation de 200 ans correspondaient aux conditions finales de la simulation précédente. Des analyses préliminaires ont confirmé l'absence d'autocorrélation temporelle dans les résultats lorsque des intervalles de 200 ans étaient utilisés pour les simulations bout à bout; les résultats des simulations sont donc strictement indépendants les uns des autres.

L'aire d'étude a été subdivisée en cellules de 2 km x 2 km (4 km²), donc plus petites que la superficie des UA dans lesquelles l'abondance des classes d'âge a été mesurée (généralement > 600 km²). Cette taille de cellule a été choisie après qu'une analyse de sensibilité ait confirmé qu'elle n'entraînait pas de biais par rapport à l'utilisation de tailles de cellules encore plus petites (Annexe A). Les caractéristiques de chaque cellule (domaine bioclimatique, végétation potentielle, etc.) ont été définies en fonction du peuplement qui se trouvait exactement au centre de la cellule. Des analyses préliminaires ont aussi confirmé que le fait d'utiliser le peuplement situé le plus près du centre n'entraînait pas de biais à l'échelle des UA par rapport aux autres méthodes plus compliquées (Annexe B).

Rappelons que les perturbations naturelles ont été modélisées strictement sur la base de

paramètres écologiques. Cela signifie que nous n'avons pas tenu compte des limites administratives à cette étape, et qu'il était permis, par exemple, que les feux traversent les limites des UA. Comme nous l'avons précisé plus haut, l'âge de chaque cellule est remis à zéro lorsque celle-ci est affecté par une perturbation, et augmente par la suite en fonction du temps écoulé depuis la dernière perturbation.

1.4.1 Variables de suivi

Les variables de suivi correspondent à l'abondance de deux classes d'âge : celle des peuplements en régénération et celle des vieux peuplements. Les peuplements en régénération sont définis comme ceux dont la hauteur n'a pas encore atteint 4 m, c'est-à-dire les peuplements âgés de moins de 10 ans dans les domaines de l'érablière, de moins de 15 ans dans la sapinière, et de moins de 20 ans dans la pessière (Jetté *et al.* 2013). Les vieux peuplements sont définis selon les critères utilisés par le MFFP dans le contexte de l'aménagement écosystémique (Boucher *et al.* 2011, Jetté *et al.* 2013), en fonction d'une estimation de l'âge de maturité pour des peuplements dont la composition forestière est représentative de chaque sous-domaine bioclimatique : 100 ans dans les domaines de l'érablière, 80 ans dans la sapinière et 100 ans dans la pessière.

Il est important de mentionner que la classe d'âge « vieux » considérée dans cette étude inclut en fait toute une gamme de peuplements qui vont d'une structure régulière à une structure plus irrégulière (Harvey *et al.* 2002). Aucun effort n'a été fait pour séparer les vieux peuplements à structure régulière des vieux peuplements à structure irrégulière, pour 2 raisons principales. Premièrement, comme l'abondance actuelle des classes d'âge de plus de 100 ans est difficile à déterminer à l'aide des outils présentement disponibles pour les forêts du Québec (cartes écoforestières) (Côté *et al.* 2010), il est difficile de les quantifier précisément dans les territoires aménagés. Deuxièmement, au-delà d'un certain âge, l'âge du peuplement n'est plus nécessairement le principal déterminant de la structure forestière et de la qualité d'habitat pour les différentes populations d'espèces sensibles à l'aménagement. En effet, l'entrée en sénescence et la diversification de la structure forestière sont conditionnées en bonne partie par des facteurs comme la fertilité de station, la composition forestière dominante, ou encore, par l'occurrence de perturbations légères qui surviennent de manière plus ou moins stochastique (Bouchard *et al.* 2008, Harvey *et al.* 2002). Il est possible que l'âge des peuplements joue un rôle indépendant de la structure dans le

maintien de populations d'organismes ayant de faibles capacités de dispersion (mousses, lichens, insectes), mais cette question demeure peu documentée pour le moment (Boudreault *et al.* 2009, Fenton et Bergeron 2008). Dans l'ensemble, on peut considérer que le fait de quantifier l'étendue de la variabilité naturelle pour l'abondance de cette classe d'âge relativement inclusive représente un bon premier pas dans le contexte de l'implantation de l'aménagement écosystémique (Jetté *et al.* 2013).

1.4.2 Unités spatiales pour la compilation des résultats

Les UA ont été utilisées comme unités de compilation pour mesurer l'abondance des peuplements en régénération et celle des vieux peuplements, puisqu'il s'agit des territoires où les cibles de structure d'âge pourraient s'appliquer en premier lieu. Il est important de déterminer les limites de variabilité naturelle à l'échelle où l'on désire fixer des cibles d'aménagement, puisque la variabilité est fortement influencée par la superficie et la configuration du territoire (Turner *et al.* 1993). La superficie des UA existantes (en 2014) varie de 130 à 26 000 km² (Figure 1).

1.4.3 Abondance des classes d'âge et étendue de la variabilité naturelle

À partir des résultats des 500 simulations, nous avons déterminé l'abondance médiane des 2 classes d'âge pour chaque UA. La médiane a été examinée plutôt que la moyenne, puisque la distribution de fréquence des résultats est asymétrique (non normale) pour la plupart des UA, particulièrement en ce qui concerne l'abondance des peuplements en régénération.

Pour chaque UA et pour les 2 classes d'âge, nous avons utilisé un intervalle intercentile de 90 % (c.-à-d. l'intervalle entre le 5^e et le 95^e percentile) pour exprimer l'étendue de la variabilité naturelle. Cet intervalle intercentile est plus robuste que d'autres statistiques comme la variance, lorsque les résultats ne sont pas distribués normalement. Même si l'intervalle intercentile de 90 % n'a pas de

valeur biologique particulière, on peut considérer que cet intervalle relativement large reflète assez bien les conditions qui étaient le plus susceptibles de se produire dans le passé (Wimberly *et al.* 2000).

1.5 Analyses statistiques

Les résultats des simulations pour les 70 UA ont été utilisés pour comparer l'influence des feux, des épidémies de TBE et de la superficie de l'UA sur l'abondance médiane et l'intervalle de confiance des classes d'âge. Les intervalles de retour moyens des feux et des épidémies de TBE ont été calculés pour chaque UA. Les chablis n'ont pas été intégrés comme facteur dans cette analyse, puisque la fréquence de ces perturbations était relativement faible par rapport aux 2 autres, et que les événements étaient répartis de manière homogène à travers la province.

Les analyses ont été effectuées à l'aide d'un modèle linéaire général. Une fonction de lien logit a été spécifiée pour tenir compte du fait que la variable prédite est une proportion qui suit donc une distribution binomiale (% d'un territoire, c.-à-d. le rapport du nombre de cellules de la classe d'âge considérée sur le nombre total de cellules). Quatre variables réponses (dépendantes) ont été examinées : d'une part, l'abondance médiane pour les peuplements en régénération et les vieux peuplements, et d'autre part, la limite inférieure de variabilité naturelle pour les vieux peuplements (5^e percentile) et la limite supérieure de variabilité naturelle pour les peuplements en régénération (95^e percentile). Seuls ces quantiles ont été examinés, puisqu'ils correspondent aux principales variables d'intérêt dans un contexte où les enjeux sont la raréfaction des vieux peuplements et la surabondance des peuplements en régénération. Les analyses ont été effectuées avec la fonction `glm` dans le logiciel R (R Development Core Team 2012). Lors de cette analyse, nous avons retiré deux UA présentant des valeurs extrêmes (*outliers*) qui auraient pu biaiser les résultats : l'UA 034-51, extrêmement petite (132 km²), et l'UA 025-51, extrêmement grande (25 724 km²).

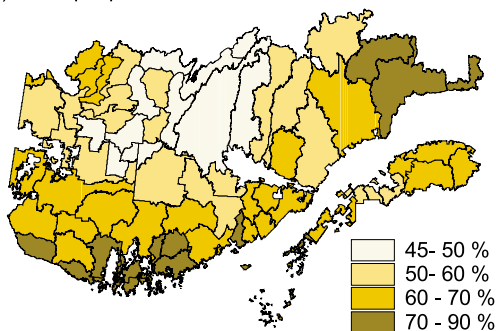
Chapitre deux

Résultats

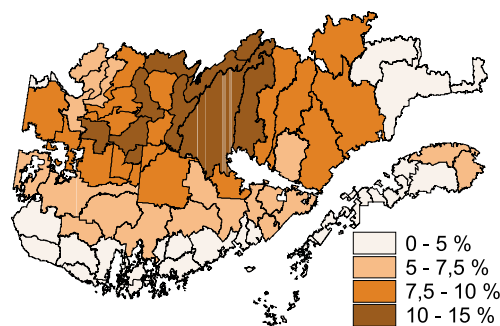
La figure 2 présente l'abondance médiane des 2 classes d'âge, de même que les limites de variabilité naturelle (intervalle entre les 5^e et 95^e percentiles, ou intervalle intercentile de 90 %) pour les différentes UA à travers la province. Les valeurs détaillées pour chaque UA sont fournies à l'annexe C.

La figure 3 montre un exemple de la distribution de fréquences fortement asymétrique des peuplements en régénération. Un exemple de la variabilité interannuelle de l'abondance des vieux peuplements sur une période de 200 ans est présenté à la figure 4.

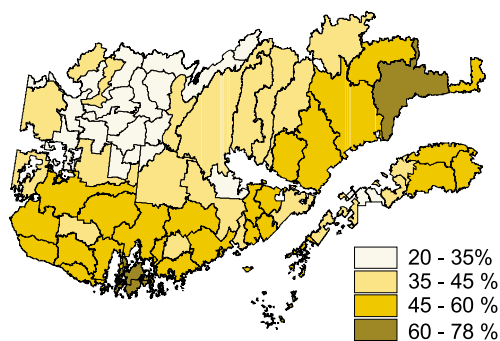
a) Vieux peuplements - abondance médiane



b) Peuplements en régénération - abondance médiane



c) Vieux peuplements - limite inférieure de variabilité (5^e percentile)



d) Peuplements en régénération - limite supérieure de variabilité (95^e percentile)

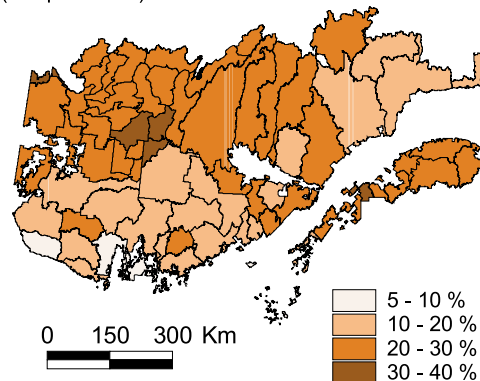


Figure 2. Variabilité de l'abondance des classes d'âges dans les différentes unités d'aménagement de la province de Québec : abondance médiane des vieux peuplements (a) et des peuplements en régénération (b), limite inférieure de variabilité (5^e percentile) pour les vieux peuplements (c) et limite supérieure de variabilité (95^e percentile) pour les peuplements en régénération (d).

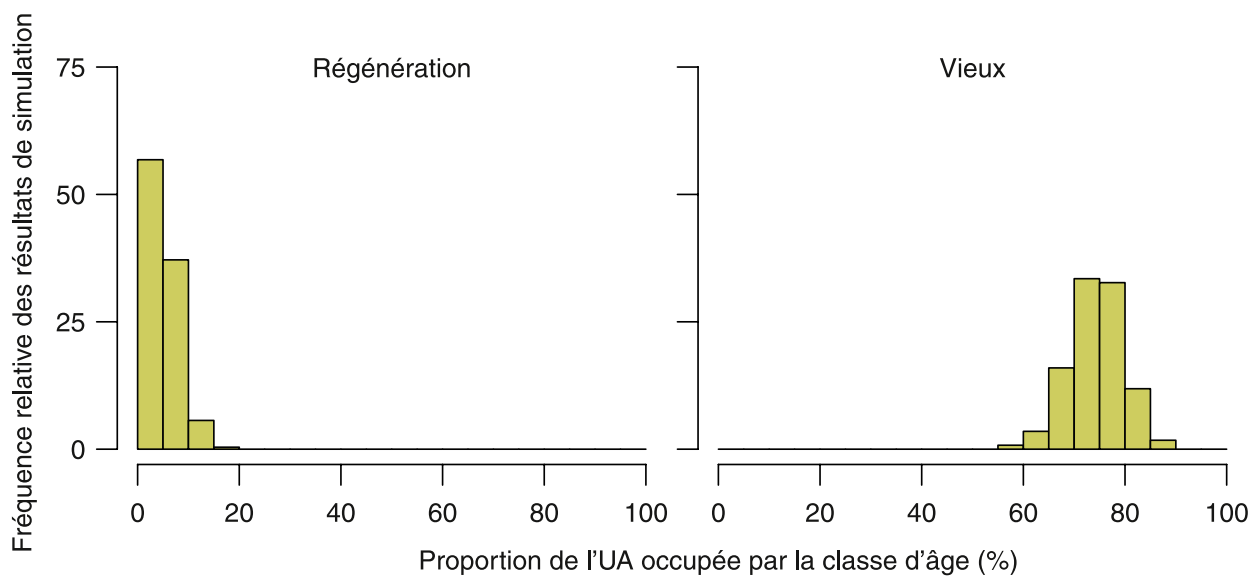


Figure 3. Fréquence relative des résultats de simulation pour les classes d'âge « régénération » (de 0 à 20 ans) et « vieux » (plus de 100 ans), dans l'unité d'aménagement 094-51, située dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousses. Les résultats ont été obtenus à partir de 500 simulations.

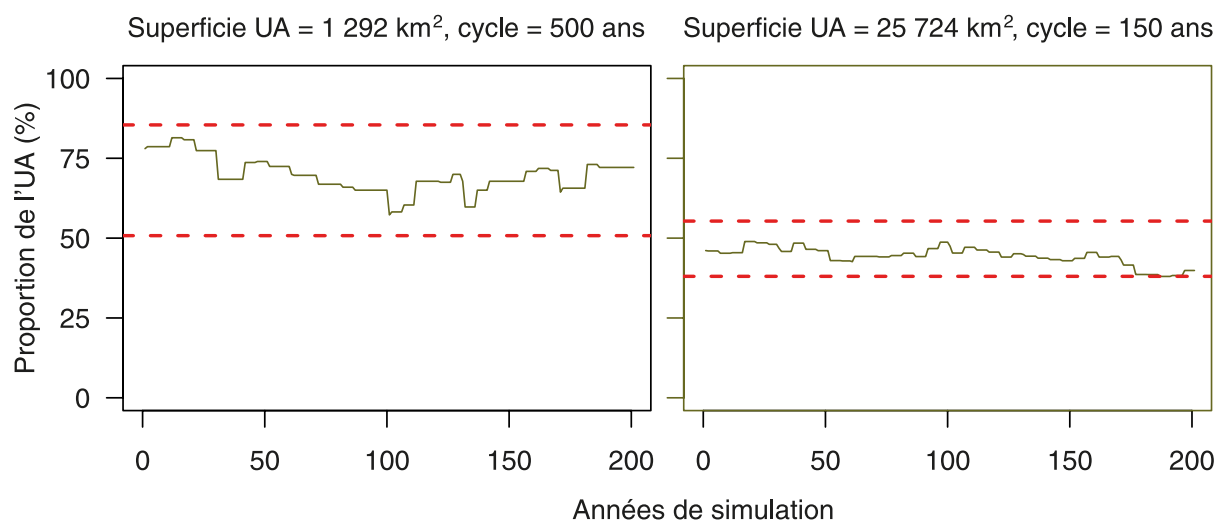


Figure 4. Exemple de fluctuations observées dans l'abondance des vieux peuplements (ligne noire) durant une simulation de 200 ans, pour 2 UA dont la superficie et le cycle de feu différent. Les limites de variabilité naturelle (Annexe C) sont indiquées par des lignes pointillées rouges.

Les analyses statistiques permettent d'identifier les principaux facteurs qui expliquent les différences observées entre les UA (Tableau 3). Elles indiquent que l'abondance médiane des 2 classes d'âge est influencée significativement par le cycle de feu ($p < 0,001$, tableau 3). Lorsque l'intervalle de retour des feux passe de 1 000 ans à 150 ans, l'abondance médiane des vieux peuplements diminue d'environ 35 %, alors que celle des peuplements en régénération augmente de 11 %

(Figure 5). Lorsque l'on considère l'ensemble des UA, la superficie de l'UA n'exerce pas d'influence significative sur l'abondance médiane des classes d'âge ($p = 0,625$ pour les vieux peuplements et $p = 0,092$ pour ceux en régénération; tableau 3). Le cycle de TBE n'influence pas non plus de manière significative l'abondance médiane des classes d'âge ($p > 0,860$, tableau 3).

Tableau 3. Résultats des analyses effectuées à l'aide de modèles linéaires généraux, portant sur l'abondance médiane et sur les limites de variabilité naturelle (intervalle intercentile de 90 %) des deux classes d'âge à l'intérieur des UA, en fonction du cycle de feu, du cycle d'épidémie de TBE et de la superficie de l'UA. Les analyses ont été effectuées avec les données de 68 UA.

| | Coefficient estimé | Erreur type | Valeur de z | Pr(> z) |
|---|--------------------|-------------|-------------|-------------|
| a) Abondance médiane – vieux peuplements | | | | |
| (point d'interception) | -2,00E-01 | 9,79E-02 | -2,048 | 0,041 * |
| cycle feu | 1,94E-03 | 1,50E-04 | 12,955 | < 0,001 *** |
| cycle TBE | 3,57E-06 | 2,02E-05 | 0,177 | 0,860 |
| superficie | 2,98E-06 | 6,09E-06 | 0,489 | 0,625 |
| b) Abondance médiane – peuplements en régénération | | | | |
| (point d'interception) | -1,79E+00 | 2,42E-01 | -7,387 | < 0,001 *** |
| cycle feu | -3,39E-03 | 4,82E-04 | -7,020 | < 0,001 *** |
| cycle TBE | -2,41E-06 | 4,37E-05 | -0,055 | 0,956 |
| superficie | 1,84E-05 | 1,09E-05 | 1,686 | 0,092 |
| c) Limite inférieure (5^e percentile) – vieux peuplements | | | | |
| (point d'interception) | -1,17E+00 | 8,94E-02 | -13,087 | < 0,001 *** |
| cycle feu | 1,89E-03 | 1,24E-04 | 15,264 | < 0,001 *** |
| cycle TBE | -4,49E-06 | 1,95E-05 | -0,231 | 0,818 |
| superficie | 4,16E-05 | 5,98E-06 | 6,949 | < 0,001 *** |
| d) Limite supérieure (95^e percentile) – peuplements en régénération | | | | |
| (point d'interception) | -3,65E-01 | 8,94E-02 | -3,063 | 0,002 ** |
| cycle feu | -1,85E-03 | 1,24E-04 | -10,029 | < 0,001 *** |
| cycle TBE | -3,39E-05 | 1,95E-05 | -1,423 | 0,155 |
| superficie | -4,64E-05 | 5,98E-06 | -5,793 | < 0,001 *** |

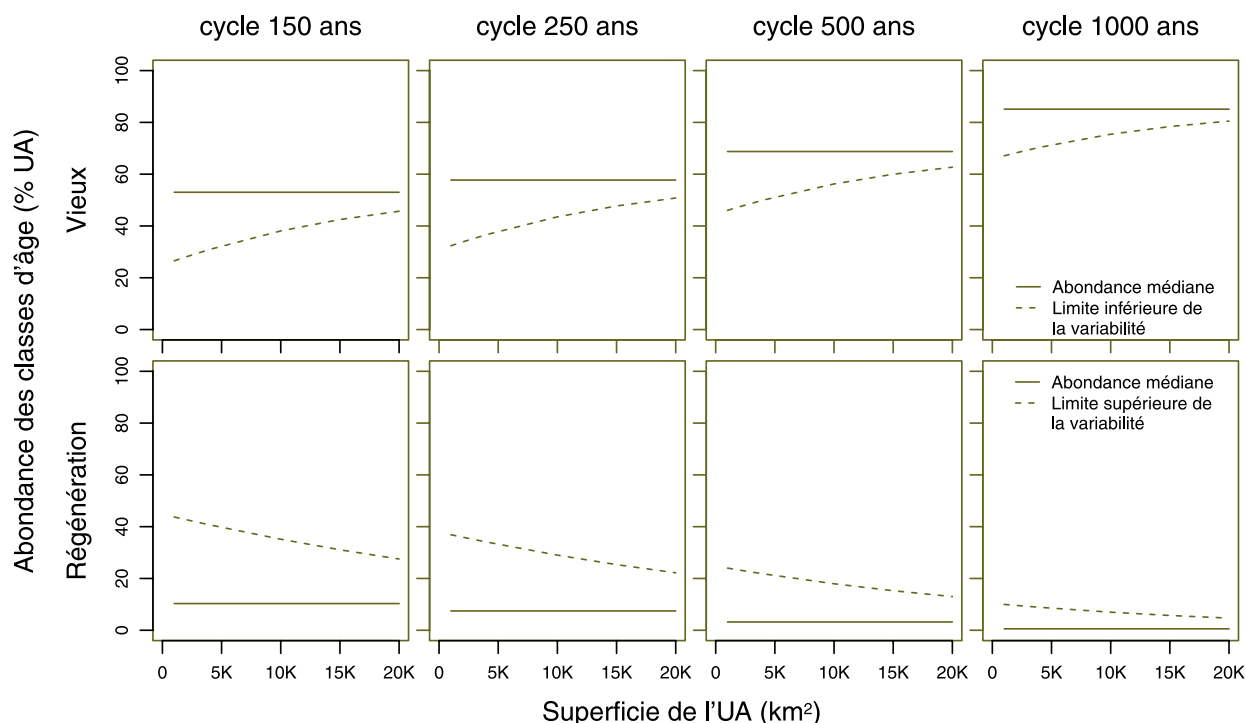


Figure 5. Abondance médiane des classes d'âge « régénération » et « vieux » et limites de variabilité naturelle (vieux peuplements : limite inférieure ou 5^e percentile; peuplements en régénération : limite supérieure ou 95^e percentile) en fonction de la superficie de l'UA. Les résultats sont prédits à partir des modèles présentés au tableau 3. L'intervalle de retour moyen de la mortalité causée par les épidémies de TBE a été fixé à 600 ans pour les représentations graphiques.

Les limites de variabilité de l'abondance des vieux peuplements (Tableau 3c) et des peuplements en régénération (Tableau 3d) sont fortement influencées par la superficie de l'UA. Ainsi, par exemple, pour un cycle de feux de 250 ans, la limite inférieure de variabilité (5^e percentile) passera de 53,3 %, dans une UA de 20 000 km², à 34,1 % dans une UA de 1 000 km² (Figure 5).

La variabilité naturelle est aussi influencée significativement par le cycle de feux ($p < 0,01$, tableau 3c et 3d). Pour une superficie donnée (par exemple, 1 000 km²), la variabilité naturelle d'une UA avec un cycle de feux de 1 000 ans sera 2 fois plus faible que celle d'une UA avec un cycle de feux de 150 ans (Figure 5). Ceci s'explique en partie par le fait que les UA où le cycle de feux est plus court ont des superficies maximales de feux plus grandes (Tableau 1), ce qui augmente la variabilité.

Chapitre trois

Discussion

3.1 Abondance des classes d'âge et variabilité naturelle

L'établissement de cibles de structure d'âge est souvent une étape cruciale dans l'implantation de l'aménagement écosystémique. Cet indicateur relativement général présente de grands avantages, puisqu'il est relativement facile à mesurer sur un grand territoire, et qu'il s'agit d'un attribut de l'écosystème qui est important pour plusieurs espèces sensibles (Hunter 1999, Bergeron *et al.* 1999). Boucher *et al.* (2011) ont établi une première estimation de l'abondance des classes d'âge en forêt préindustrielle, mais cette estimation ne présentait pas d'intervalles de variabilité naturelle. Pour établir ces intervalles, nous avons utilisé une approche de simulation des perturbations naturelles dont l'efficacité a été démontrée à plusieurs reprises (Keane 2012, Wimberly *et al.* 2000). De plus, l'approche utilisée dans la présente étude est originale à plusieurs égards, particulièrement par le fait qu'elle intègre trois types de perturbations naturelles, et qu'elle introduit un zonage afin de faire varier les régimes de perturbations naturelles à travers le territoire. Le nombre important d'études effectuées sur les régimes de perturbations naturelles dans différentes régions du Québec au cours des dernières années a grandement facilité la calibration des hypothèses utilisées dans ces modèles.

Les résultats des simulations indiquent une variabilité spatiale et temporelle importante dans l'abondance des peuplements appartenant à différentes classes d'âge. Cette variabilité tend à être plus grande là où le cycle de feux est plus court, et tend à diminuer lorsque la superficie de l'UA augmente. Cette dernière relation s'explique par le fait que les perturbations naturelles, et particulièrement les feux, surviennent de manière concentrée sur le territoire. Plus une UA est grande, plus la variabilité causée par ces événements circonscrits s'estompe, et plus l'étendue de variabilité (mesurée en proportion du territoire) diminue (Turner *et al.* 1993, Wimberly *et al.* 2000). Les résultats reflètent également le fait que les classes d'âges étudiées ne sont pas distribuées de façon homogène dans l'espace. En particulier, les vieux peuplements ont

tendance à être distribués sous forme de massifs dont la taille et l'étendue dépendent du régime de feux (Bergeron *et al.* 2004). Cette hétérogénéité spatiale est une caractéristique importante des écosystèmes forestiers naturels, particulièrement en forêt boréale (Belisle *et al.* 2011, Bergeron *et al.* 2004, Bouchard *et al.* 2008, Johnson 1996).

De façon surprenante, les résultats des analyses statistiques indiquent que les épidémies de TBE n'ont pas d'effet significatif sur l'abondance des classes d'âge. Il est toutefois important de mettre ce résultat en perspective. D'une part, d'après les patrons épidémiques observés durant la période 1800-2000, l'effet des épidémies de TBE se fait surtout sentir dans les régions du Bas-Saint-Laurent (noms d'UA commençant par 01 dans l'annexe C), de la Gaspésie (11) et de Québec (03), et est généralement beaucoup moins prononcé dans les autres régions, alors que les cycles de feux tendent à varier de façon plus graduelle dans l'espace. D'autre part, l'effet des épidémies de TBE s'explique en partie par les cycles de feux, puisque ces derniers exercent une influence déterminante sur la présence de peuplements vulnérables (voir le chapitre premier – Matériel et méthodes). Il est donc possible que l'effet des feux masque jusqu'à un certain point l'effet des épidémies de TBE. En somme, l'effet des épidémies de TBE sur la structure d'âge doit donc être considéré comme important dans certaines régions, mais relativement peu important à l'échelle de la province par rapport aux effets du cycle de feu et de la superficie de l'UA.

3.2 Utilisation des résultats

La planification forestière est un domaine technique, et les références quantitatives, même imparfaites, peuvent aider à mieux prendre en compte les objectifs de conservation de la biodiversité au sein des processus décisionnels. La structure d'âge des forêts est l'une des rares informations nous permettant de définir de manière quantitative le type d'habitat qui pourrait satisfaire les besoins d'une proportion importante des espèces présentes sur un territoire (Bergeron *et al.* 1999, Gauthier *et al.* 2008). Par contre, même si l'abondance moyenne

des classes d'âges et leur variabilité sont des informations utiles, il faut prendre soin de les interpréter correctement. Lorsque l'abondance des différentes classes d'âges se situe à l'intérieur des limites de variabilité naturelle, on peut poser l'hypothèse que le risque de perdre des espèces qui dépendent principalement de la présence de ces classes d'âge est faible. Lorsque les abondances de jeunes ou de vieux peuplements observées dans un territoire sous aménagement s'éloignent des limites, le risque de perdre des espèces (extinction locale) augmente. Il est toutefois difficile de prédire de façon précise le nombre d'espèces que l'on risque de perdre de cette manière, ou encore d'identifier l'existence de seuils biologiques précis au-delà ou en-deçà desquels la probabilité de perte d'espèces s'accroît de façon non linéaire (Swift et Hannon 2010). Cette difficulté est augmentée par le délai de plusieurs décennies qui peut s'écouler avant que la perte d'habitat n'ait un effet sur la présence ou l'abondance d'une espèce (Tilman *et al.* 1994).

En forêt aménagée, la juxtaposition des coupes et des perturbations naturelles fait en sorte qu'il paraît souvent difficile, voire impossible, de maintenir une structure d'âge qui se situe à l'intérieur de la variabilité naturelle (Bouchard et Pothier 2011, Cyr *et al.* 2009, Girardin *et al.* 2013). Ce constat est particulièrement manifeste dans la forêt boréale de l'est de la province, où les fréquences de feu sont peu élevées, et où la marge de manœuvre pour l'utilisation de la coupe totale pourrait s'avérer particulièrement mince dans le futur (Bouchard et Pothier 2011). Dans un tel contexte, l'objectif sera donc de se rapprocher le plus possible des conditions naturelles, en tenant compte des enjeux sociaux et économiques (Cissell *et al.* 1999, Romme *et al.* 2012). L'information livrée dans ce mémoire peut donc être utile pour établir un niveau de risque pour le maintien de la biodiversité, mais la manière de l'utiliser pour aider à formuler des cibles quantitatives dans un contexte d'aménagement intégré demeure à définir. Considérant l'incertitude entourant l'efficacité des cibles de structure d'âge pour le maintien de la diversité, il sera également important d'effectuer un suivi de l'état réel des populations animales et végétales potentiellement sensibles qui sont présentes sur le territoire. Dans un contexte d'aménagement adaptatif, les résultats de ces suivis seront nécessaires pour ajuster les cibles d'aménagement de manière à faciliter l'atteinte des objectifs de protection de la biodiversité (Drapeau *et al.* 2008).

Bien que ce mémoire présente des limites de variabilité naturelle pour l'ensemble de la province,

il est probable que ces informations soient plus pertinentes en forêt boréale, où la principale technique de récolte est la coupe totale, et où la raréfaction des forêts matures et vieilles est reconnue comme un enjeu majeur (Jetté *et al.* 2013). Plus au sud, la coupe totale tend à être beaucoup moins utilisée, et les problèmes écologiques sont souvent centrés autour d'enjeux comme la raréfaction du bois mort à l'intérieur des peuplements (Angers *et al.* 2005), ou encore, les changements de composition résultant de l'élimination sélective de certaines espèces au fil des décennies (Jetté *et al.* 2013, MRN 2013). Dans les territoires où les coupes partielles sont très utilisées, une cible basée uniquement sur la structure d'âge ne pourra probablement pas servir de pierre d'assise pour la formulation d'une stratégie d'aménagement écosystémique, à moins que les classes d'âge ne soient caractérisées de façon plus détaillée quant à leur composition et leur structure interne.

3.3 Limites du modèle et pistes d'amélioration

Comme dans toutes les études de modélisation, certains choix ont été faits quant au niveau de détail à intégrer, tant pour la délimitation des unités spatiales (par exemple, les zones de feux) que dans la façon de modéliser l'effet des différents types de perturbations. En général, nous avons privilégié l'approche de modélisation la plus simple qui permettait d'atteindre l'objectif d'obtenir une évaluation robuste de l'abondance des classes d'âge à l'échelle des UA. Ce choix se reflète dans la taille des cellules relativement grossière (puisque une taille plus petite n'apportait pas de précision supplémentaire), la superficie des zones de feux, et l'approche relativement empirique employée pour décrire l'effet des perturbations (puisque les processus sous-jacents demeurent souvent obscurs ou complexes).

Plusieurs aspects de l'approche de modélisation développée dans ce mémoire pourraient être améliorés par des études futures. Premièrement, les hypothèses utilisées pourraient être précisées, par exemple en obtenant une meilleure description des régimes de perturbations naturelles pour la partie sud de la province, ou en précisant les zonages. Les régimes de feux devraient probablement être précisés en priorité, puisque le feu est la perturbation qui a généralement le plus d'effet sur la structure d'âge. Deuxièmement, certaines fonctions pourraient être ajoutées pour mieux reproduire l'effet des perturbations naturelles (par exemple, les interactions avec différents facteurs biotiques ou abiotiques), ou encore, pour tenir compte du fait que l'âge à partir duquel un peuplement peut être considéré comme vieux varie en fonction du domaine

bioclimatique ou du type de station (Belleau 2012). Il serait également souhaitable d'ajouter certains types de perturbations non considérées ici, mais qui ont de l'importance dans certaines régions, comme les épidémies d'arpenreuse de la pruche (*Lambdina fuscicollis* Guenée) (Barrette *et al.* 2010) ou la livrée des forêts (*Malacosoma disstria* Hübner) (Moulinier *et al.* 2011).

Le paramétrage du modèle s'est fait en fonction des informations disponibles sur les perturbations naturelles durant une période d'environ 200 ans (env. 1800-2000). Le choix d'utiliser une telle période, relativement courte du point de vue de la dynamique des écosystèmes et de l'évolution naturelle, peut s'expliquer de plusieurs façons :

(1) techniquement, l'empreinte spatiale créée par les perturbations est beaucoup plus simple à décrire pour cette période, (2) la variabilité observée sur cette période reflète probablement davantage les variations dans l'habitat des espèces qui sont actuellement présentes sur ce territoire, et (3) l'intégration de la variabilité à plus long terme serait possible, mais demanderait un paramétrage complexe pour un territoire aussi vaste que l'aire d'étude. En outre, l'effet des changements climatiques passés est loin d'avoir été homogène sur les différentes portions du territoire et sur les différents types de perturbations naturelles. Cette variabilité spatiale doit encore être mieux définie sur le territoire de la province (Grondin *et al.* 2010).

Conclusion

Cette étude présente une estimation de la variabilité naturelle de l'abondance de deux classes d'âge importantes pour la conservation de la biodiversité, soit les peuplements en régénération et les vieux peuplements. Cette estimation est basée sur les informations actuellement disponibles concernant les régimes de perturbations naturelles pour le territoire québécois. L'approche utilisée est transparente et reproductible, puisque l'ensemble des variables et des paramètres ayant été utilisés lors des modélisations sont présentés. Ces intervalles de variabilité naturelle sont une information utile à considérer lors de la formulation de stratégies d'aménagement écosystémique qui visent à maintenir la biodiversité des écosystèmes forestiers.

L'évaluation des écarts entre la forêt actuelle et la forêt préindustrielle est une manière de quantifier le risque pour le maintien de la biodiversité, plus

particulièrement pour les populations d'espèces sensibles aux effets directs ou indirects de l'aménagement. Compte tenu des changements climatiques anticipés (Logan 2014) et de leurs effets sur la répartition des espèces d'arbres (Périé *et al.* 2014) et les régimes de perturbations naturelles, le maintien d'une proportion suffisante des différentes classes d'âge représente également un atout pour la conservation des espèces sensibles. En effet, une proportion suffisante d'habitats est nécessaire pour assurer la connectivité des paysages (Fahrig 2013), et cette connectivité est un facteur important pour faciliter la migration des espèces (Heller et Zavaleta 2009). Dans le futur, il sera important d'effectuer des suivis environnementaux pour mieux quantifier les effets des modifications apportées à la structure d'âge des forêts sur la biodiversité, de façon à améliorer l'efficacité des cibles d'aménagement.

Références

- Angers, V.A., C. Messier, M. Beaudet et A. Leduc, 2005. *Comparing composition and structure in old-growth and harvested (selection and diameter-limit cuts) northern hardwood stands in Quebec*. For. Ecol. Manage. 217(2): 275-293.
- Baker, W.L., S.L. Egbert et G.F. Frazier, 1991. *A spatial model for studying the effects of climatic change on the structure of landscapes subject to large disturbances*. Ecol. Modell. 56:109-125.
- Barrette, M., L. Belanger et L. De Grandpré, 2010. *Preindustrial reconstruction of a perhumid midboreal landscape, Anticosti Island, Quebec*. Can. J. For. Res. 40(5): 928-942.
- Bartemucci, P., C. Messier et C.D. Canham, 2006. *Overstory influences on light attenuation patterns and understory plant community diversity and composition in southern boreal forests of Quebec*. Can. J. For. Res. 36(9): 2065-2079.
- Belleau, A., 2012. *Enjeux spatiaux liés au déploiement de l'aménagement écosystémique en forêt boréale*. Thèse de doctorat. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Département des sciences de l'environnement. Rouyn-Noranda, QC. 242 p. [<http://depositum.uqat.ca/286/>].
- Bélisle, A.C., S. Gauthier, D. Cyr, Y. Bergeron et H. Morin, 2011. *Fire regime and old-growth boreal forests in central Québec, Canada: an ecosystem management perspective*. Silva Fenn. 45(5): 889-908.
- Bergeron, Y., 2000. *Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest*. Ecology 81(6): 1500-1516.
- Bergeron, Y. et A. Leduc, 1998. *Relationships between change in fire frequency and mortality due to spruce budworm outbreak in the southeastern Canadian boreal forest*. J. Veg. Sci. 9(4): 492-500.
- Bergeron, Y., A. Leduc, C. Joyal et H. Morin, 1995. *Balsam fir mortality following the last spruce budworm outbreak in northwestern Quebec*. Can. J. For. Res. 25(8): 1375-1384.
- Bergeron, Y., B. Harvey, A. Leduc et S. Gauthier, 1999. *Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles : considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt*. For. Chron. 75(1): 55-61.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, M. Flannigan et V. Kafka, 2004. *Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec*. Ecology 85(7): 1916-1932.
- Blais, J.R., 1965. *Spruce budworm outbreaks in the past three centuries in the Laurentide Park, Quebec*. For. Sci. 11(2): 130-138.
- Blais, J.R., 1983. *Trends in the frequency, extent, and severity of spruce budworm outbreaks in eastern Canada*. Can. J. For. Res. 13(4): 539-547.
- Bouchard, M. et I. Auger, 2014. *Influence of environmental factors and spatio-temporal covariates during the initial development of a spruce budworm outbreak*. Landsc. Ecol. 29(1): 111-126.
- Bouchard, M. et D. Pothier, 2008. *Simulations of the effects of changes in mean fire return intervals on balsam fir abundance, and implications for spruce budworm outbreaks*. Ecol. Modell. 218(3): 207-218.
- Bouchard, M. et D. Pothier, 2010. *Spatiotemporal variability in tree and stand mortality caused by spruce budworm outbreaks in eastern Quebec*. Can. J. For. Res. 40(1): 86-94.
- Bouchard, M. et D. Pothier, 2011. *Long-term influence of fire and harvesting on boreal forest age structure and forest composition in eastern Québec*. For. Ecol. Manage. 261(4): 811-820.
- Bouchard, M., D. Kneeshaw et Y. Bergeron, 2006. *Forest dynamics after successive spruce budworm outbreaks in mixedwood forests*. Ecology 87(9): 2319-2329.
- Bouchard, M., D. Kneeshaw et C. Messier, 2007. *Forest dynamics following spruce budworm outbreaks in the northern and southern mixedwoods of central Quebec*. Can. J. For. Res. 37(4): 763-772.

- Bouchard, M., D. Pothier et S. Gauthier, 2008. *Fire return intervals and tree species succession in the North Shore region of eastern Quebec*. Can. J. For. Res. 38(6): 1621-1633.
- Bouchard, M., D. Pothier et J.C. Ruel, 2009. *Stand-replacing windthrow in the boreal forests of eastern Quebec*. Can. J. For. Res. 39(2): 481-487.
- Boucher, Y., M. Bouchard, P. Grondin et P. Tardif, 2011. *Le registre des états de référence : intégration des connaissances sur la structure, la composition et la dynamique des paysages forestiers naturels du Québec méridional*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 161. 21 p. [<http://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Boucher-Yan/Memoire161.pdf>].
- Boucher, Y., P. Grondin et I. Auger, 2014. *Land use history (1840–2005) and physiography as determinants of southern boreal forests*. Landsc. Ecol. 29(3): 437-450.
- Boudreault, C., Y. Bergeron et D. Coxson, 2009. *Factors controlling epiphytic lichen biomass during postfire succession in black spruce boreal forests*. Can. J. For. Res. 39(11): 2168-2179.
- Boudreault, C., D. Coxson, Y. Bergeron, S. Stevenson et M. Bouchard, 2013. *Do forests treated by partial cutting provide growth conditions similar to old-growth forests for epiphytic lichens?* Biol. Conserv. 159: 458-467.
- Boulanger, Y., S. Gauthier, D.R. Gray, H. Le Goff, P. Lefort et J. Morissette, 2013. *Fire regime zonation under current and future climate over eastern Canada*. Ecol. Appl. 23(4): 904-923.
- Boychuk, D., A.H. Perera, M.T. Ter-Mikaelian, D.L. Martell et C. Li, 1997. *Modelling the effect of spatial scale and correlated fire disturbances on forest age distribution*. Ecol. Modell. 95(2): 145-164.
- Campbell, E.M., D.A. MacLean et Y. Bergeron, 2008. *The severity of budworm-caused growth reductions in balsam fir/spruce stands varies with the hardwood content of surrounding forest landscapes*. For. Sci. 54(2): 195-205.
- Cissel, J.H., F. Swanson et P.J. Weisberg, 1999. *Landscape management using historical fire regimes : Blue River, Oregon*. Ecol. Appl. 9(4): 1217-1231.
- Côté, S.D., T.P. Rooney, J.P. Tremblay, C. Dussault et D.M. Waller, 2004. *Ecological impacts of deer overabundance*. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 35:113-147.
- Côté, G., M. Bouchard, D. Pothier et S. Gauthier, 2010. *Linking stand attributes to cartographic information for ecosystem management purposes in the boreal forest of eastern Québec*. For. Chron. 86(4): 511-519.
- Couillard, P.L., S. Payette et P. Grondin, 2012. *Recent impact of fire on high-altitude balsam fir forests in south-central Quebec*. Can. J. For. Res. 42(7):1289-1305.
- Courbin, N., D. Fortin, C. Dussault et R. Courtois, 2009. *Landscape management for woodland caribou: the protection of forest blocks influences wolf-caribou co-occurrence*. Landsc. Ecol. 24(10): 1375-1388.
- Cumming, S.G., 2001. *A parametric model of the fire-size distribution*. Can. J. For. Res. 31(8): 1297-1303.
- Cyr, D., S. Gauthier et Y. Bergeron, 2007. *Scale-dependent determinants of heterogeneity in fire frequency in a coniferous boreal forest of eastern Canada*. Landsc. Ecol. 22(9): 1325-1339.
- Cyr, D., S. Gauthier, Y. Bergeron et C. Carcaillet, 2009. *Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability*. Front. Ecol. Environ. 7(10): 519-524.
- D'Aoust, V., D. Kneeshaw et Y. Bergeron, 2004. *Characterization of canopy openness before and after a spruce budworm outbreak in the southern boreal forest*. Can. J. For. Res. 34(2): 339-352.
- Didion, M., M.-J. Fortin et A. Fall, 2007. *Forest age structure as indicator of boreal forest sustainability under alternative management and fire regimes: a landscape level sensitivity analysis*. Ecol. Modell. 200(1): 45-58.

- Drapeau, P., A. Leduc, D. Kneeshaw et S. Gauthier, 2008. *Chapitre 9 – Paramètres à considérer pour le suivi de l’approche écosystémique dans une perspective d’aménagement*. Dans : Gauthier S., M.A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron (éds). *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l’Université du Québec. Québec, QC. p. 363-391.
- Drever, C.R., M.C. Drever, C. Messier, Y. Bergeron et M. Flannigan, 2008. *Fire and the relative roles of weather, climate and landscape characteristics in the Great Lakes-St. Lawrence forest of Canada*. *J. Veg. Sci.* 19(1): 57-66.
- Dupuis, S., D. Arseneault et L. Sirois, 2011. *Change from pre-settlement to present-day forest composition reconstructed from early land survey records in eastern Québec, Canada*. *J. Veg. Sci.* 22(3): 564-575.
- Eberhart, K.E. et P.M. Woodard, 1987. *Distribution of residual vegetation associated with large fires in Alberta*. *Can. J. For. Res.* 17(10): 1207-1212.
- Erdle, T.A. et D.A. MacLean, 1999. *Stand growth model calibration for use in forest pest impact assessment*. *For. Chron.* 75(1): 141-152.
- Fahrig, L., 2003. *Effects of habitat fragmentation on biodiversity*. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34: 487-515.
- Fahrig, L., 2013. *Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis*. *J. Biogeogr.* 40(9): 1649-1663.
- Fall, A. et J. Fall, 2001. *A domain-specific language for models of landscape dynamics*. *Ecol. Modell.* 141(1): 1-18.
- Fenton, N.J. et Y. Bergeron, 2008. *Does time or habitat make old-growth forests species rich? Bryophyte richness in boreal Picea mariana forests*. *Biol. Conserv.* 141(5): 1389-1399.
- Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron, 2008. *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l’Université du Québec, Québec, QC. 568 p.
- Girardin, M.P., A.A. Ali, C. Carcaillet, S. Gauthier, C. Hely, H. Le Goff, A. Terrier et Y. Bergeron, 2013. *Fire in managed forests of eastern Canada: Risks and options*. *For. Ecol. Manage.* 294: 238-249.
- Grenier, D.J., Y. Bergeron, D. Kneeshaw et S. Gauthier, 2005. *Fire frequency for the transitional mixedwood forest of Timiskaming, Quebec, Canada*. *Can. J. For. Res.* 35(3): 656-666.
- Grondin, P., J. Noël et D. Hotte, 2007. *Intégration de la végétation et de ses variables explicatives à des fins de classification et de cartographie d’unités homogènes du Québec méridional*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 150. 62 p. [<http://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Grondin-Pierre/Memoire150.pdf>].
- Grondin, P., D. Hotte, Y. Boucher, P. Tardif et J. Noël, 2010. *Comparaison des paysages forestiers actuels et des paysages forestiers naturels du sud de la forêt boréale du Québec à des fins d’aménagement écosystémique*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 158. 96 p. [<http://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Grondin-Pierre/Memoire158.pdf>].
- Harper, K.A., Y. Bergeron, P. Drapeau, S. Gauthier et L. De Grandpré, 2005. *Structural development following fire in black spruce boreal forest*. *For. Ecol. Manage.* 206(1): 293-306.
- Harvey, B.D., A. Leduc, S. Gauthier et Y. Bergeron, 2002. *Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest*. *For. Ecol. Manage.* 155(1): 369-385.
- Heller, N.E. et E.S. Zavaleta, 2009. *Biodiversity management in the face of climate change: a review of 22 years of recommendations*. *Biol. Conserv.* 142(1): 14-32.
- Hunter, M.L., Jr. (éd.), 1999. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press. Cambridge (Royaume-Uni). 716 p.

- James, P.M., M.-J. Fortin, B.R. Sturtevant, A. Fall, et D. Kneeshaw, 2011. *Modelling spatial interactions among fire, spruce budworm, and logging in the boreal forest*. *Ecosystems* 14(1): 60-75.
- Jetté, J.-P., M. Leblanc, M. Bouchard, S. Déry et N. Villeneuve, 2013. *Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré, Partie I, Analyse des enjeux*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers. 150 p. [<https://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/amenagement/analyse-enjeux.pdf>].
- Johnson, E.A., 1996. *Fire and vegetation dynamics - Studies from the North American boreal forest*. Cambridge University Press. Cambridge (Royaume-Uni). 144 p.
- Kafka, V., S. Gauthier et Y. Bergeron, 2001. *Fire impacts and crowning in the boreal forest: study of a large wildfire in western Quebec*. *Int. J. Wildland Fire* 10(2): 119-127.
- Keane, R.E., 2012. *Chapter 8 – Creating historical range of variation (HRV) time series using landscape modeling: overview and issues*. Dans : Wiens, J.A., G.D. Hayward, H.D. Safford et C.M. Giffen (éds). *Historical environmental variation in conservation and natural resource management*. Wiley-Blackwell. p. 113-127.
- Kneeshaw, D.D. et Y. Bergeron, 1998. *Canopy gap characteristics and tree replacement in the southeastern boreal forest*. *Ecology* 79(3): 783-794.
- Kneeshaw, D., E. Lauzon, A. de Romer, G. Reyes, J. Belle-Isle, J. Messier et S. Gauthier, 2008. *Chapitre 9 – Appliquer les connaissances sur les régimes de perturbations naturelles pour développer une foresterie qui s'inspire de la nature dans le sud de la péninsule gaspésienne*. Dans : Gauthier, S., M.A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron (éds). *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Québec : Presses de l'Université du Québec. Québec, QC. p. 215-240.
- Le Goff, H., M.D. Flannigan, Y. Bergeron et M.P. Girardin, 2007. *Historical fire regime shifts related to climate teleconnections in the Waswanipi area, central Quebec, Canada*. *Int. J. Wildland Fire* 16(5): 607-618.
- Leblanc, M. et L. Bélanger, 2000. *La sapinière vierge de la Forêt Montmorency et de sa région : une forêt boréale distincte*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 136. 92 p. [<http://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Divers/Memoire136.pdf>].
- Lesieur, D., S. Gauthier et Y. Bergeron, 2002. *Fire frequency and vegetation dynamics for the south-central boreal forest of Quebec, Canada*. *Can. J. For. Res.* 32(11): 1996-2009.
- Logan, T., 2014. *Chapitre 2 – Les climats du Québec*. Dans : Berteaux, D., N. Casajus et S. De Blois (éds). *Changements climatiques et biodiversité du Québec : vers un nouveau patrimoine naturel*. Presses de l'Université du Québec. Rimouski, QC. p. 29-48.
- MacLean, D.A., 2004. *Chapter 6 – Predicting natural forest insect disturbance regimes*. Dans : Perera, A.H., L.J. Buse, M.G. Weber (éds). *Emulating natural forest landscape disturbances: concepts and applications*. Columbia University Press. New York, NY (États-Unis). p. 69–82.
- MacLean, D.A. et W.E. MacKinnon, 1997. *Effects of stand and site characteristics on susceptibility and vulnerability of balsam fir and spruce to spruce budworm in New Brunswick*. *Can. J. For. Res.* 27(11): 1859-1871.
- MacLean, D.A. et D.P. Ostaff, 1989. *Patterns of balsam fir mortality caused by an uncontrolled spruce budworm outbreak*. *Can. J. For. Res.* 19(9): 1087-1095.
- Madoui, A., A. Leduc, S. Gauthier et Y. Bergeron, 2010. *Spatial pattern analyses of post-fire residual stands in the black spruce boreal forest of western Quebec*. *Int. J. Wildland Fire* 19(8): 1110-1126.
- Mansuy, N., S. Gauthier, A. Robitaille et Y. Bergeron, 2010. *The effects of surficial deposit–drainage combinations on spatial variations of fire cycles in the boreal forest of eastern Canada*. *Int. J. Wildland Fire* 19(8): 1083-1098.
- Mansuy, N., Y. Boulanger, A. Terrier, S. Gauthier, A. Robitaille et Y. Bergeron, 2014. *Spatial attributes of fire regime in eastern Canada: influences of regional landscape physiography and climate*. *Landsc. Ecol.* 29(7): 1157-1170.

- McGee, G.G., D.J. Leopold et R.D. Nyland, 1999. *Structural characteristics of old-growth, maturing, and partially cut northern hardwood forests*. *Ecol. Appl.* 9: 1316–1329.
- Millar, C.I. et W.B. Woolfenden, 1999. *The role of climate change in interpreting historical variability*. *Ecol. Appl.* 9(4): 1207-1216.
- Mladenoff, D.J., 2004. *LANDIS and forest landscape models*. *Ecol. Modell.* 180(1): 7-19.
- Morin, H., 1994. *Dynamics of balsam fir forests in relation to spruce budworm outbreaks in the boreal zone of Quebec*. *Can. J. For. Res.* 24(4): 730-741.
- Morin, H., Y. Jardon et R. Gagnon, 2007. *Chapter 17 – Relationship between spruce budworm outbreaks and forest dynamics in eastern North America*. Dans : Johnson E.A. et K. Miyanishi (éds) *Plant disturbance ecology—the process and the response*. Academic Press. Burlington, MA (États-Unis). p. 555–578.
- Moulinier, J., F. Lorenzetti et Y. Bergeron, 2011. *Gap dynamics in aspen stands of the Clay Belt of northwestern Quebec following a forest tent caterpillar outbreak*. *Can. J. For. Res.* 41(8): 1606-1617.
- [MRN] Ministère des Ressources naturelles, 2013. *Le guide sylvicole du Québec, Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture*, ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond, et J.-P. Saucier. Les publications du Québec. Québec, QC. 744 p.
- Oliver, C.D. et B.C. Larson, 1996. *Forest stand dynamics*. John Wiley & Sons. New York, NY (États-Unis). 544 p.
- Périé, C., S. de Blois, M.C. Lambert et N. Casajus, 2014. *Effets anticipés des changements climatiques sur l'habitat des espèces arborescentes au Québec*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 173. 46 p. [<https://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Perie-Catherine/Memoire173.pdf>].
- Pothier, D., J.G. Elie, I. Auger, D. Mailly et M. Gaudreault, 2012. *Spruce budworm-caused mortality to balsam fir and black spruce in pure and mixed conifer stands*. *For. Sci.* 58(1): 24-33.
- R Development Core Team, 2012. *R: A language and environment for statistical computing*. Version 2.14.2. R Foundation for Statistical Computing. Vienne (Autriche). [<http://www.R-project.org>].
- Régnière, J., R. St-Amant et P. Duval, 2012. *Predicting insect distributions under climate change from physiological responses: spruce budworm as an example*. *Biol. Invasions* 14(8): 1571-1586.
- Robitaille, S. et J.-P. Saucier, 1998. *Les paysages régionaux du Québec méridional*. Les publications du Québec. Québec, QC. 228 p.
- Romme, W.H., G.D. Hayward et C. Regan, 2012. *Chapter 17 – A framework for applying the historical range of variation concept to ecosystem management*. Dans : Wiens, J.A., G.D. Hayward, H.D. Safford et C.M. Giffen (éds). *Historical environmental variation in conservation and natural resource management*. Johns Wiley & Sons. New York, NY (États-Unis). p. 246-261.
- Rompré, G., Y. Boucher, L. Bélanger, S. Côté et W.D. Robinson, 2010. *Conservation de la biodiversité dans les paysages forestiers aménagés : utilisation des seuils critiques d'habitat*. *For. Chron.* 86(5): 572-579.
- Roy, M.-È., V. McCullough, É. Forget et F. Doyon, 2009. *Portrait forestier historique du territoire des unités d'aménagement forestier 064-52 et 061-51*. Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue et MC Forêt Inc. Rapport technique présenté à la Commission des Ressources naturelles et du Territoire des Laurentides. 56 p. [http://isfort.uqo.ca/sites/isfort.uqo.ca/files/fichiers/publications_ISFORT/portrait_forestier_historique_sud_laurentides.pdf].
- Royama, T., W.E. MacKinnon, E.G. Kettela, N.E. Carter et L.K. Hartling, 2005. *Analysis of spruce budworm outbreak cycles in New Brunswick, Canada, since 1952*. *Ecology* 86(5): 1212-1224.
- Ruel, J.-C., 2000. *Factors influencing windthrow in balsam fir forests: from landscape studies to individual tree studies*. *For. Ecol. Manage.* 135(1-3): 169-178.

- Simard, H. et A. Bouchard, 1996. *The precolonial 19th century forest of the Upper St. Lawrence Region of Quebec; a record of its exploitation and transformation through notary deeds of wood sales*. Can. J. For. Res. 26(9): 1670-1676.
- Sturtevant, B.R., E.J. Gustafson, W. Li et H.S. He, 2004. *Modeling biological disturbances in LANDIS: a module description and demonstration using spruce budworm*. Ecol. Modell. 180(1): 153-174.
- Swaine, J.M., I.W. Bailey et F.C. Craighead, 1924. *Studies on the spruce budworm (Cacoecia fumiferana Clem.). Part I. A general account of the outbreaks, injury and associated insects*. Tech. Bull. n° 37. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts. F.C. Acland. Ottawa, ON. 91 p.
- Swift, T.L. et S.J. Hannon, 2010. *Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications*. Biol. Rev. 85(1): 35-53.
- Tilman, D., R.M. May, C.L. Lehman et M.A. Nowak, 1994. *Habitat destruction and the extinction debt*. Nature 371(6492): 65-66.
- Turner, M.G., W.H. Romme, R.H. Gardner, R.V. O'Neill et T.K. Kratz, 1993. *A revised concept of landscape equilibrium: disturbance and stability on scaled landscapes*. Landsc. Ecol. 8(3): 213-227.
- Tyrrell, L.E. et T.R. Crow, 1994. *Structural characteristics of old-growth hemlock-hardwood forests in relation to age*. Ecology 75(2): 370-386.
- Vaillancourt, M.A., 2008. *Effets des régimes de perturbation par le chablis sur la biodiversité et les implications pour la récupération : revue de littérature*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement socio-économique, des partenariats et de l'éducation. 69 p. [<http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/bs1567736>].
- Villard, M.A. et B.G. Jonsson (éds), 2009. *Setting conservation targets for managed forest landscapes*. Conservation Biology Series, n° 16. Cambridge University Press. Cambridge (Royaume-Uni). 426 p.
- Waldron, K., J.-C. Ruel et S. Gauthier, 2013. *The effects of site characteristics on the landscape-level windthrow regime in the North Shore region of Quebec, Canada*. Forestry 86(2): 159-171.
- Wiens, J.A., G.D. Hayward, D. Hugh et C. Giffen, 2012. *Historical environmental variation in conservation and natural resource management*. Wiley-Blackwell. New York, NY (États-Unis). 352 p.
- Wimberly, M.C., T.A. Spies, C.J. Long et C. Whitlock, 2000. *Simulating historical variability in the amount of old forests in the Oregon Coast Range*. Conserv. Biol. 14(1): 167-180.

Annexes

Annexe A. Analyses de sensibilité concernant la taille des cellules et la superficie minimale des feux

Nous avons effectué des analyses de sensibilité pour vérifier à quel point les résultats des simulations étaient sensibles à deux paramètres : la taille des cellules du grillage raster utilisé lors des simulations et la superficie minimale des événements de feux. Ces analyses de sensibilité ont été effectuées sur 2 UA de superficie et de forme différentes, soit les UA 043-51 et 026-51. Deux tailles de cellules carrées (0,25 et 4 km²) de même que 2 superficies minimales de feux (4 et 12 km²) ont été testées sur les 2 territoires.

Les résultats indiquent que le fait d'utiliser une résolution plus fine (taille de cellule = 0,25 km², superficie des feux = 4 km²) que celle utilisée dans notre étude (taille de cellule = 4 km², superficie minimale des feux = 12 km²) n'a pratiquement aucune incidence sur les résultats, puisque les étendues de variabilité étaient pratiquement les mêmes dans les 2 cas (Tableau A1). Nous avons également observé que l'utilisation d'une taille de cellule plus petite nécessitait un temps de simulation 14 fois plus long (Tableau A1). Dans l'ensemble, ces informations indiquent que l'utilisation d'une résolution plus fine que celle utilisée dans l'étude n'est pas nécessaire.

Tableau A1. Effet de la taille de cellule et de la superficie minimale des feux sur l'abondance médiane et l'intervalle de variabilité.

| Taille de cellule (km ²) | Superficie minimale des feux (km ²) | Cycle moyen des feux (ans) | Temps de simulation (secondes) | Abondance médiane (limites de l'intervalle intercentile de 90 %) | |
|--------------------------------------|---|----------------------------|--------------------------------|--|------------------|
| | | | | UA 043-51 | UA 026-62 |
| 0,25 | 12 | 250,4 | 900 | 66,2 (55,4-76,7) | 66,4 (42,7-85,2) |
| 0,25 | 4 | 250,6 | 940 | 66,3 (55,1-76,7) | 66,4 (42,8-87,0) |
| 4 | 12 | 250,1 | 66 | 66,8 (54,3-76,3) | 66,5 (42,8-85,8) |
| 4 | 4 | 250,4 | 74 | 66,3 (55,7-76,5) | 66,3 (42,6-85,3) |

Note : La superficie maximale des feux a été fixée à 1 000 km², et le cycle moyen des feux, à 250 ans.

Annexe B. Analyse de sensibilité sur la représentativité des végétations potentielles

À l'échelle de l'UA, il est important d'estimer la proportion relative des différentes végétations potentielles de manière relativement précise si l'on veut simuler efficacement l'effet des épidémies de TBE. Nous avons examiné si le fait d'estimer la végétation potentielle à partir d'un seul peuplement situé au centre de chaque cellule de 4 km² permettait de bien estimer la proportion relative des différentes végétations potentielles à l'échelle de l'UA. Nous avons comparé, à l'échelle de l'UA, les proportions relatives cumulées des végétations potentielles RS et MS calculées à l'aide du point central de cellules de 4 km² ou de 0,25 km², avec la proportion relative réelle estimée à partir des cartes écoforestières.

Les résultats de cette comparaison montrent que l'utilisation d'une cellule de 4 km² surestime d'environ 3 % l'abondance des végétations potentielles ciblées dans les 2 UA, par rapport à l'utilisation de la carte écoforestière (Tableau B1). L'utilisation d'une cellule de 0,25 km² permet de réduire ce biais dans une UA (026-51), mais pas dans l'autre (043-51) (Tableau B1). Dans l'ensemble, l'utilisation d'une taille de cellule plus petite entraîne donc un gain mineur de précision. Considérant les temps de simulation beaucoup plus importants qui seraient occasionnés par l'utilisation d'une taille de cellule de 0,25 km² (Tableau A1), le peuplement situé au centre de la cellule de 4 km² a été choisi pour représenter les caractéristiques forestières à l'échelle de l'UA.

Tableau B1. Abondance relative des végétations potentielles indiquant une présence hautement probable du sapin baumier (RS et MS) dans deux UA, en fonction de la méthode de calcul.

| Méthode de calcul | Abondance relative (%) | |
|---|------------------------|-----------|
| | UA 026-51 | UA 043-51 |
| Point central des cellules de 4 km ² | 28,8 | 45,2 |
| Point central des cellules 0,25 km ² | 25,8 | 45,2 |
| Proportion réelle (carte) | 25,6 | 42,7 |

Annexe C. Abondance médiane et limites de variabilité (5^e et 95^e percentiles) de l'abondance des peuplements en régénération et des vieux peuplements, pour les UA de la province de Québec. La superficie, l'intervalle de retour moyen des feux (IR feu) et celui de la mortalité causée par les épidémies de TBE (IR TBE) sont également indiqués pour chaque UA.

| Unité d'aménagement (UA) | | | | Abondance des peuplements en régénération (proportion du territoire) | | | Abondance des vieux peuplements (proportion du territoire) | | |
|--------------------------|----------------------------------|-----------------|-----------------|---|---------|--|---|---------|--|
| Numéro | Superficie (km ²) | IR feu (ans) | IR TBE (ans) | Limite inférieure (5 ^e percentile) | Médiane | Limite supérieure (95 ^e percentile) | Limite inférieure (5 ^e percentile) | Médiane | Limite inférieure (95 ^e percentile) |
| 011-51 | 1 644 | 532 | 344 | 0,000 | 0,039 | 0,268 | 0,392 | 0,612 | 0,835 |
| 011-52 | 1 560 | 500 | 409 | 0,000 | 0,040 | 0,246 | 0,450 | 0,663 | 0,856 |
| 012-51 | 1 256 | 500 | 306 | 0,000 | 0,038 | 0,341 | 0,325 | 0,584 | 0,847 |
| 012-52 | 956 | 500 | 307 | 0,000 | 0,033 | 0,281 | 0,301 | 0,582 | 0,879 |
| 012-53 | 2 360 | 500 | 331 | 0,000 | 0,042 | 0,271 | 0,364 | 0,592 | 0,814 |
| 012-54 | 1 568 | 500 | 374 | 0,000 | 0,042 | 0,289 | 0,408 | 0,628 | 0,850 |
| 022-51 | 4 364 | 208 | 934 | 0,008 | 0,077 | 0,231 | 0,345 | 0,557 | 0,739 |
| 023-51 | 2 820 | 392 | 597 | 0,000 | 0,061 | 0,221 | 0,457 | 0,640 | 0,803 |
| 023-52 | 9 484 | 303 | 762 | 0,011 | 0,073 | 0,198 | 0,475 | 0,605 | 0,719 |
| 024-51 | 10 232 | 206 | 1 547 | 0,032 | 0,089 | 0,202 | 0,431 | 0,553 | 0,665 |
| 024-52 | 10 648 | 233 | 1 421 | 0,023 | 0,078 | 0,211 | 0,400 | 0,589 | 0,726 |
| 025-51 | 25 724 | 150 | 2 369 | 0,072 | 0,127 | 0,211 | 0,378 | 0,458 | 0,542 |
| 026-51 | 2 188 | 150 | 3 303 | 0,011 | 0,082 | 0,382 | 0,221 | 0,484 | 0,693 |
| 026-61 | 6 568 | 150 | 4 604 | 0,044 | 0,120 | 0,234 | 0,345 | 0,487 | 0,625 |
| 026-62 | 3 164 | 150 | 4 098 | 0,023 | 0,102 | 0,288 | 0,301 | 0,473 | 0,654 |
| 026-63 | 4 184 | 150 | 4 421 | 0,022 | 0,091 | 0,267 | 0,304 | 0,508 | 0,684 |
| 026-64 | 5 396 | 150 | 3 766 | 0,030 | 0,110 | 0,251 | 0,352 | 0,494 | 0,644 |
| 026-65 | 4 488 | 150 | 4 600 | 0,024 | 0,110 | 0,289 | 0,290 | 0,474 | 0,654 |
| 026-66 | 2 672 | 150 | 3 542 | 0,013 | 0,094 | 0,324 | 0,274 | 0,502 | 0,717 |
| 027-51 | 11 864 | 170 | 1 851 | 0,050 | 0,107 | 0,215 | 0,364 | 0,484 | 0,609 |
| 031-51 | 1 476 | 411 | 1 162 | 0,000 | 0,022 | 0,185 | 0,425 | 0,737 | 0,886 |
| 031-52 | 1 488 | 499 | 534 | 0,000 | 0,042 | 0,194 | 0,462 | 0,691 | 0,858 |
| 031-53 | 1 292 | 500 | 482 | 0,000 | 0,051 | 0,201 | 0,495 | 0,687 | 0,855 |
| 033-51 | 3 872 | 395 | 503 | 0,000 | 0,059 | 0,238 | 0,415 | 0,628 | 0,780 |
| 034-51 | 132 | 1 000 | 1 560 | 0,000 | 0,000 | 0,061 | 0,514 | 0,909 | 0,970 |
| 034-52 | 616 | 1 000 | 1 299 | 0,000 | 0,000 | 0,071 | 0,721 | 0,844 | 0,922 |
| 035-51 | 1 048 | 971 | 519 | 0,000 | 0,015 | 0,149 | 0,584 | 0,718 | 0,859 |
| 041-51 | 5 508 | 359 | 1 668 | 0,002 | 0,033 | 0,150 | 0,526 | 0,686 | 0,840 |
| 042-51 | 8 420 | 236 | 1 039 | 0,013 | 0,068 | 0,192 | 0,442 | 0,594 | 0,748 |
| 043-51 | 9 112 | 209 | 869 | 0,023 | 0,076 | 0,195 | 0,436 | 0,587 | 0,730 |
| 043-52 | 7 044 | 250 | 1 006 | 0,009 | 0,054 | 0,176 | 0,479 | 0,643 | 0,787 |
| 061-51 | 604 | 914 | 2 870 | 0,000 | 0,007 | 0,066 | 0,742 | 0,861 | 0,947 |
| 061-52 | 1 576 | 511 | 1 494 | 0,000 | 0,023 | 0,122 | 0,546 | 0,777 | 0,909 |
| 062-51 | 2 132 | 494 | 2 342 | 0,000 | 0,008 | 0,115 | 0,595 | 0,770 | 0,897 |
| 062-52 | 2 832 | 273 | 1 244 | 0,000 | 0,037 | 0,206 | 0,398 | 0,701 | 0,866 |
| 064-51 | 9 968 | 319 | 1 304 | 0,008 | 0,057 | 0,151 | 0,564 | 0,686 | 0,789 |
| 064-52 | 1 812 | 979 | 2 950 | 0,000 | 0,002 | 0,055 | 0,766 | 0,868 | 0,934 |
| 071-51 | 2 504 | 522 | 3 602 | 0,000 | 0,008 | 0,112 | 0,586 | 0,794 | 0,909 |
| 071-52 | 5 620 | 358 | 1 811 | 0,000 | 0,028 | 0,132 | 0,511 | 0,693 | 0,822 |
| 072-51 | 1 464 | 1 000 | 3 421 | 0,000 | 0,000 | 0,047 | 0,784 | 0,880 | 0,943 |
| 073-51 | 4 056 | 489 | 2 540 | 0,000 | 0,019 | 0,098 | 0,580 | 0,755 | 0,869 |
| 073-52 | 4 344 | 253 | 1 131 | 0,005 | 0,051 | 0,215 | 0,449 | 0,654 | 0,817 |

...

Annexe C. (suite et fin)

| Unité d'aménagement (UA) | | | | Abondance des peuplements en régénération (proportion du territoire) | | | Abondance des vieux peuplements (proportion du territoire) | | |
|--------------------------|----------------------------------|-----------------|-----------------|---|---------|--|---|---------|--|
| Numéro | Superficie (km ²) | IR feu (ans) | IR TBE (ans) | Limite inférieure (5 ^e percentile) | Médiane | Limite supérieure (95 ^e percentile) | Limite inférieure (5 ^e percentile) | Médiane | Limite inférieure (95 ^e percentile) |
| 074-51 | 8 944 | 250 | 1 003 | 0,010 | 0,059 | 0,150 | 0,480 | 0,647 | 0,782 |
| 081-51 | 3 904 | 445 | 2 154 | 0,000 | 0,011 | 0,086 | 0,527 | 0,741 | 0,863 |
| 081-52 | 6 968 | 326 | 1 365 | 0,002 | 0,038 | 0,152 | 0,496 | 0,660 | 0,801 |
| 082-51 | 4 300 | 248 | 777 | 0,008 | 0,064 | 0,217 | 0,447 | 0,622 | 0,752 |
| 083-51 | 11 072 | 248 | 881 | 0,016 | 0,075 | 0,189 | 0,470 | 0,613 | 0,746 |
| 084-51 | 7 636 | 164 | 1 468 | 0,029 | 0,089 | 0,219 | 0,379 | 0,521 | 0,668 |
| 084-62 | 2 576 | 152 | 1 442 | 0,014 | 0,082 | 0,272 | 0,264 | 0,498 | 0,702 |
| 085-51 | 9 940 | 206 | 4 295 | 0,027 | 0,096 | 0,221 | 0,417 | 0,554 | 0,696 |
| 085-62 | 792 | 250 | 4 165 | 0,000 | 0,035 | 0,380 | 0,217 | 0,652 | 0,889 |
| 086-51 | 3 960 | 157 | 1 501 | 0,022 | 0,096 | 0,265 | 0,347 | 0,503 | 0,672 |
| 086-52 | 3 576 | 210 | 3 925 | 0,011 | 0,072 | 0,230 | 0,309 | 0,564 | 0,751 |
| 086-63 | 3 504 | 250 | 3 961 | 0,006 | 0,052 | 0,239 | 0,419 | 0,660 | 0,830 |
| 086-64 | 2 656 | 250 | 3 519 | 0,003 | 0,053 | 0,283 | 0,345 | 0,621 | 0,822 |
| 086-65 | 3 012 | 240 | 2 478 | 0,004 | 0,058 | 0,224 | 0,405 | 0,641 | 0,802 |
| 086-66 | 4 636 | 162 | 4 490 | 0,025 | 0,097 | 0,259 | 0,324 | 0,519 | 0,670 |
| 087-51 | 4 548 | 154 | 2 225 | 0,030 | 0,104 | 0,267 | 0,320 | 0,485 | 0,628 |
| 087-62 | 4 356 | 150 | 3 936 | 0,026 | 0,108 | 0,354 | 0,267 | 0,469 | 0,655 |
| 087-63 | 3 528 | 171 | 3 356 | 0,017 | 0,095 | 0,273 | 0,329 | 0,519 | 0,687 |
| 087-64 | 3 744 | 180 | 3 631 | 0,020 | 0,093 | 0,293 | 0,307 | 0,515 | 0,705 |
| 093-51 | 19 176 | 262 | 1 242 | 0,026 | 0,079 | 0,167 | 0,501 | 0,604 | 0,728 |
| 093-52 | 10 328 | 218 | 2 546 | 0,027 | 0,087 | 0,214 | 0,432 | 0,565 | 0,687 |
| 094-51 | 14 384 | 500 | 1 250 | 0,013 | 0,045 | 0,121 | 0,636 | 0,739 | 0,823 |
| 094-52 | 9 172 | 424 | 1 622 | 0,007 | 0,050 | 0,144 | 0,566 | 0,712 | 0,818 |
| 095-51 | 2 824 | 500 | 1 352 | 0,000 | 0,038 | 0,180 | 0,559 | 0,737 | 0,868 |
| 097-51 | 13 940 | 250 | 981 | 0,025 | 0,080 | 0,205 | 0,458 | 0,590 | 0,709 |
| 111-61 | 6 452 | 500 | 423 | 0,003 | 0,050 | 0,217 | 0,476 | 0,651 | 0,800 |
| 111-62 | 4 104 | 500 | 407 | 0,000 | 0,059 | 0,215 | 0,460 | 0,643 | 0,818 |
| 112-63 | 3 604 | 500 | 416 | 0,000 | 0,051 | 0,217 | 0,456 | 0,638 | 0,820 |



Le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs est responsable d'assurer la gestion durable des forêts québécoises. Plusieurs études récentes ont décrit les régimes de perturbations naturelles dans différentes régions du Québec, afin de mieux comprendre les caractéristiques des forêts naturelles. Ce mémoire intègre les résultats de

ces études au sein d'un modèle permettant de calculer la variabilité dans l'abondance de différentes classes d'âges de peuplements. Ces informations pourront servir à mieux cerner le niveau de risque associé à la conservation de la biodiversité dans les différentes unités d'aménagement de la province.